

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Efeitos do fogo controlado na composição e estrutura de
comunidades de pequenos mamíferos não-voadores (Ordens
Didelphimorphia e *Rodentia*) no Cerrado Brasileiro**

Patrícia Andreia Rodrigues Marques

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação orientada por:
Prof. Dr. Luís Miguel Rosalino
Prof^ª. Dr^ª. Ana Paula Carmignotto



O presente estudo enquadra-se no âmbito de uma parceria entre o Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (CE3C) da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e a Universidade Federal de São Carlos (Sorocaba) num projeto financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Este projeto visa a determinar os efeitos das modificações do habitat sobre a comunidade faunística na Estação Ecológica de Santa Bárbara (São Paulo, Brasil).

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Luís Miguel Rosalino, pela sua orientação e total apoio, por estar sempre disponível para todas as minhas dúvidas, pela prontidão a ajudar-me a solucionar todos os entraves do caminho e por toda a ajuda e imensas sugestões para construir este trabalho.

À Professora Doutora Ana Paula Carmignotto e à UFSCar, por me terem acolhido tão prontamente na equipa e por toda a orientação, paciência e sugestões para melhorar o meu trabalho.

Ao Professor Doutor Márcio Martins, coordenador dos projetos onde esta dissertação está inserida, por me ter dado a oportunidade de aprender e trabalhar convosco, tal como à FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo), fundação financiadora destes projetos.

A todos os investigadores da Estação Ecológica de Santa Bárbara, nomeadamente à Giovana, Luciana, Juan, Filipe e JP, que me acompanharam durante o trabalho de campo e, com toda a paciência, me ajudaram a aprender o que é trabalhar no Cerrado.

Às meninas que me salvaram os dias no Brasil, Nath, Vitória, Poloni, Fer, Miki, Kaori, Tauba e Tequila, por me terem acolhido na vossa casa e na vossa família. Obrigada por terem sido a minha família do Brasil.

A ti, Alex, obrigado por teres entrado na minha vida e por teres feito este Caminho comigo. Obrigada por nunca me deixares desistir, pela paciência e compreensão e por teres estado tão perto, mesmo estando tão longe.

Aos meus amigos, Raquel Novais, Alexandre Moura, Henrique Neves, Beatriz Costa e André Lopes por me acompanharem nas tardes de artigos e dados por analisar. Obrigada por nunca me terem deixado enlouquecer.

Aos meus amigos, Afonso Dinis e Gonçalo Matias, por estarem sempre aí, por toda a motivação e encorajamento, pelos conselhos e pelo apoio nesta aventura.

À minha família, que desde o início acreditou em mim e nesta aventura, sem nunca ter deixado de me apoiar.

RESUMO

Um dos principais focos da ecologia é a determinação dos padrões de distribuição e abundância das espécies nos ecossistemas e dos mecanismos que os determinam. O conhecimento destes padrões e determinantes permite entender, de uma forma mais abrangente, quais os efeitos das alterações ambientais, como a perda de habitat, na taxa de extinção das espécies. A perda de biodiversidade global tem atingido taxas exponenciais, devido às extinções em massa que se têm registado nas últimas décadas, muitas vezes associadas a alterações climáticas e a perturbações antropogénicas, que determinam, por exemplo, a degradação e transformação de habitat. Em contrapartida, as perturbações naturais são fenómenos recorrentes nos ecossistemas que ainda não compreendemos completamente e, por isso, têm sido realizados muitos estudos para entender estes processos ecológicos e prever quais as respostas que a fauna e flora adotam face a essas perturbações, como por exemplo, o fogo natural.

O fogo é um agente de perturbação direta dos ecossistemas terrestres, que provoca a destruição da vegetação e induz alterações na estrutura e composição das comunidades de flora e fauna residentes. Em certos ecossistemas, como o Cerrado (Brasil), o fogo é um fator determinante para a manutenção do equilíbrio do próprio ecossistema, uma vez que tem um papel nuclear na dinâmica populacional das comunidades de flora e fauna residentes. No entanto, os resultados de estudos previamente realizados, no que toca ao impacto dos incêndios do Cerrado nos pequenos mamíferos, mostram uma elevada variação no tipo e escala do efeito do fogo nas comunidades naturais. Enquanto alguns estudos comprovam que as comunidades de pequenos mamíferos são favorecidas por esta perturbação, outros indicam o contrário. Desta forma, os estudos já realizados são insuficientes para avaliar, de uma forma clara, os efeitos do fogo nas comunidades de pequenos mamíferos, no Cerrado. Assim, para colmatar esta lacuna de informação e contribuir para o debate atual sobre o efeito do fogo nas comunidades animais, este estudo tem como objetivo averiguar qual o efeito do fogo controlado na composição e estrutura dessas comunidades, em duas fisionomias diferentes de Cerrado – campo sujo e campo cerrado – incluídas na Estação Ecológica de Santa Bárbara, estado de São Paulo (Brasil). Em ambas as fisionomias, e antes e depois dos eventos de fogo controlado, estimámos a abundância relativa, riqueza específica e diversidade das espécies de roedores e marsupiais presentes, bem como aferimos quais os fatores ambientais e paisagísticos que determinam essas métricas, bem como a presença das espécies. As respostas demonstram que algumas espécies de roedores, como *Oligoryzomys matogrossae*, *Akodon montensis*, *Calomys tener* e *Cerradomys scotti* são favorecidas pela ocorrência do fogo, por selecionarem habitats com uma cobertura vegetal menos densa, e porque há um atraso na resposta numérica dos predadores (i.e. em termos populacionais, os roedores respondem mais rapidamente que os predadores a eventos de fogo). Contrariamente, as espécies de marsupiais apresentaram seletividade por estádios mais avançados na sucessão, onde o estrato arbóreo está presente. Tanto a riqueza específica como a diversidade foram afetadas positivamente pelo fogo, possivelmente pelo facto de os *taxa* de pequenos mamíferos presentes serem mais resilientes a esta perturbação que os seus predadores. Por outro lado, as variações climáticas (i.e. temperatura e evapotranspiração), a paisagem (i.e. a cobertura de diferentes fisionomias) e a ocorrência do fogo foram os fatores mais determinantes dos padrões de riqueza específica, diversidade e abundância das espécies que compõem as comunidades de roedores e marsupiais do Cerrado.

Desta forma, o uso de fogo prescrito em unidades de conservação no Cerrado, pode ser uma ferramenta para garantir a heterogeneidade de habitat, e consequentemente, manter a dinâmica das comunidades de pequenos mamíferos e, assim, assegurar a manutenção da biodiversidade

Palavras-Chave: campo sujo, campo cerrado, marcação e recaptura, pequenos mamíferos, fogo controlado

ABSTRACT

One of the main focuses of ecology is the assessment of species distribution and abundance patterns in the different ecosystems, and the drivers shaping it. The knowledge of these patterns and drivers allow us to understand, in a broader way, the effects of environmental changes, such as habitat loss, on the species' extinction rate. The loss of global biodiversity has reached exponential rates, due to the mass extinctions that have been registered in the last decades, which are often associated with climate change and anthropogenic disturbances that lead to, for example, habitat degradation and transformation. On the other hand, natural disturbances are recurrent phenomena in ecosystems which we still do not fully comprehend and, therefore, many studies have been carried out to understand the associated ecological processes and predict the responses adopted by fauna and flora to these disturbances, such as natural fire.

Fire is an agent of direct disturbance to terrestrial ecosystems that causes the destruction of vegetation and changes the structure and composition of the resident flora and fauna communities. In certain ecosystems, such as the Cerrado (Brazil), fire is a determinant factor for maintaining the balance and integrity of the ecosystem, since it has a pivotal role in determining the population dynamics of the flora and fauna communities. However, the results of studies previously carried out in this Biome, targeting the impact of Cerrado fires on small mammals, showed a high variability in the type and scale of the fire's effect in natural communities. While some studies showed that communities of small mammals are favoured by this disturbance, others prove otherwise. Thus, the studies already carried out and published are insufficient to assess the effects of fires on small mammal communities in the Cerrado Biome.

Therefore, to fill this information gap and to contribute to the current debate on fire effects on wildlife, this study aims to investigate the effect of prescribed fire on the composition and structure of small mammals communities, inhabiting two different physiognomies of the Cerrado – “campo sujo” and “campo cerrado” – currently occurring in the Santa Bárbara Ecological Station, state of São Paulo (Brazil). In both physiognomies, before and after controlled fire events, we estimated the relative abundance, specific richness and diversity of rodents and marsupial mammals, as well as assessed which environmental and landscape drivers influence those metrics and the presence of species. Results show that some rodent species, such as *Oligoryzomys mattogrossae*, *Akodon montensis*, *Calomys tener* and *Cerradomys scotti*, are favoured by the occurrence of fire events, as they select habitats with less dense vegetation cover, and because there is a delay in predators numerical response (i.e. rodents population increase faster after fires than predator). In contrast, marsupial species showed a preference for more advanced successional stages, where the arboreal strata are more developed. Both specific richness and diversity were positively affected by fire, possibly due to the fact rodents and marsupials are more resilient to this disturbance than their predators. On the other hand, climatic variations (i.e temperature and evapotranspiration), landscape (i.e the cover of different physiognomies) and the presence of fire were the most influential factors shaping species richness and diversity, and the abundance of Cerrado's rodent and marsupial species.

Thus, the use of prescribed fire in conservation units in the Cerrado, can be a tool to guarantee the heterogeneity of habitat, and consequently, maintain small mammal's communities dynamics, and thus ensure the maintenance of this Biome biodiversity.

Keywords: campo sujo, campo cerrado, marking and recapture, small mammals, prescribed fire

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
ÍNDICE	vi
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	viii
1. Introdução	1
2. Materiais e Métodos	8
2.1. Caracterização da Área de estudo	8
2.2. Amostragem de pequenos mamíferos	9
2.3. Caracterização ambiental dos locais de amostragem	12
2.4. Análise de dados	14
2.4.1. Riqueza específica, diversidade e abundância	14
2.4.2. Determinantes da presença e abundância das espécies, riqueza específica e diversidade	15
3. Resultados	18
3.1. Análise comparativa da riqueza específica e diversidade e abundância relativa das espécies, antes e após os eventos de fogo controlado	19
3.2. Determinantes da abundância relativa e presença das espécies, riqueza específica e diversidade	21
4. Discussão	32
4.1. Determinantes climáticos na presença e abundância das espécies, riqueza específica e diversidade	32
4.2. Determinantes paisagísticos na presença e abundância das espécies	34
4.3. Efeitos do fogo prescrito na riqueza específica, diversidade, abundância e presença das espécies	35
5. Conclusão	39
REFERÊNCIAS	40
ANEXOS	i

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Mapa ilustrativo dos biomas e estados brasileiros. Modificado de IBGE (2004)	3
Figura 1.2 – Esquema ilustrativo das fisionomias de Cerrado. Modificado de Furley (1999)	4
Figura 2.1 – Localização geográfica da Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB) no Estado de São Paulo, Brasil (SP - São Paulo; RJ - Rio de Janeiro; PR - Paraná; MG - Minas Gerais; MS - Mato Grosso do Sul)	8
Figura 2.2 – Mapa representativo do uso de solo e localização dos locais de amostragem da Estação Ecológica de Santa Bárbara Os valores entre parênteses indicam os diferentes locais de amostragem dentro da mesma fisionomia (ver abaixo).	9
Figura 2.3 – Esquema ilustrativo do desenho experimental utilizado para a captura de pequenos mamíferos na EEcSB: AIQ, com a respetiva lona de interseção (círculos) e ACV (retângulos: a preto as armadilhas Sherman e a branco as armadilhas Tomahawk)	10
Figura 2.4 – Fotografias da metodologia de campo (A - armadilha Tomahawk em fisionomia de campo cerrado; B - armadilha Sherman em fisionomia de campo cerrado; C - armadilha Pitfall em fisionomia de campo cerrado; D - manutenção de armadilha Sherman, bem como do respetivo isco; E - armadilha Sherman com o respetivo isco; F - armadilha Pitfall com o respetivo fragmento de esferovite e reservatório de água)	11
Figura 2.5 – Fotografias do manuseamento dos indivíduos capturados (A - manuseamento de <i>Necromys lasiurus</i> ; B - marcação de <i>Necromys lasiurus</i> com brinco; C - manuseamento de <i>Cryptomys chacoensis</i>)	12
Figura 3.1 - Padrão geral da representatividade das variáveis independentes (frequência numérica) em todos os modelos selecionados como melhores modelos nas análises dos determinantes da variação abundância relativa, riqueza específica e diversidade. As variáveis estão agrupadas em função da hipótese que codificam (H1 – Tipo de Vegetação; H2 – Recursos; H3 – Clima; H4 – Fogo), excetuando os modelos cujas variáveis não foram detetadas nos melhores modelos	21
Figura 3.2 – Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos (H3 – Clima) para explicar a variabilidade da abundância relativa de <i>O. mato grossoe</i> (vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)	25
Figura 3.3 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos para explicar a variabilidade da abundância relativa de cada espécie (A – <i>O. nigripes</i> , H7 – Misto; B – <i>C. tener</i> , H7- Misto; C – <i>C. scotti</i> , H7 – Misto; D – <i>A. montensis</i> , H7 – Misto; vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)	26
Figura 3.4 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos para explicar a variabilidade da abundância relativa de cada espécie (A – <i>C. laticeps</i> , H4 – Fogo; B – <i>C. laticeps</i> , H1- Tipo de Vegetação; C – <i>N. lasiurus</i> , H7 – Misto; D – <i>D. albiventris</i> , H1 – Tipo de Vegetação; vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)	27
Figura 3.5 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos para explicar a variabilidade da abundância relativa de cada espécie (A – <i>C. chacoensis</i> , H4 – Fogo; B – <i>C. chacoensis</i> , H7 - Misto; C – <i>G. microtarsus</i> , H4 – Fogo; D – <i>G. microtarsus</i> , H1 – Tipo de Vegetação; vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)	28
Figura 3.6 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos para explicar a variabilidade da abundância relativa de cada espécie (A – Riqueza, H7 – Misto; B – Diversidade, H4 - Fogo; C – Diversidade, H3 – Clima; D – Diversidade, H7 – Misto; vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)	29
Figura 3.7 – Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos (H3 – Clima) para explicar a variabilidade da abundância relativa de <i>O. nigripes</i> (vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)	31

Figura 3.8 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos (H1 –Tipo de Vegetação) para explicar a variabilidade da abundância relativa de *C. tener* (vermelho – coeficiente positivo) 32

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Variáveis utilizadas para caracterizar os locais de amostragem e recolhidas remotamente, com a respetiva descrição, valores médios e variação e fonte de onde foi recolhida a informação	13
Tabela 2.2 - Variáveis recolhidas em campo e utilizadas para caracterizar a amostragem, com a respetiva descrição e valores de variação	14
Tabela 2.3 – Descrição das hipóteses testadas	15
Tabela 2.4 – Variáveis testadas como determinantes da presença e/ou abundância de pequenos mamíferos, bem como a Riqueza Específica e Diversidade, em áreas de Cerrado no Estado de São Paulo (Brasil), agrupadas pelas hipóteses formuladas previamente na Tabela 3 (* hipóteses não testadas nos modelos de abundância, riqueza específica e diversidade)	16
Tabela 3.1 - Número de indivíduos capturados, por espécie e por local de amostragem. A cinza estão representados locais onde não foram recolhidos dados antes de implementação do fogo e a negrito estão representados os locais que não arderam (CCc - Campo Cerrado controlo; CCQ - Campo Cerrado queimado; CS - Campo Sujo)	18
Tabela 3.2 – Comparação da Riqueza Específica e Diversidade, antes e após os eventos de fogo controlado, nos vários locais de amostragem (t – teste t de Hutchenson; U – teste de Wilcoxon-Mann-Witney; p-value – valor de significância do teste; Δ - diferença média da métrica antes e após o fogo; CCc - Campo Cerrado controlo; CCQ - Campo Cerrado queimado; CS - Campo Sujo; a negrito estão assinalados os testes significativos, i.e. $p < 0,05$; a cinza estão assinalado os valores que não foram calculados, devido à inexistência de significância)	19
Tabela 3.3 - Comparação da Abundância Relativa, antes e após os eventos de fogo controlado, nos vários locais de amostragem (U – teste de Wilcoxon-Mann-Witney; p-value – valor de significância do teste; Δ - diferença média da métrica antes e após o fogo; CCc - Campo Cerrado controlo; CCQ - Campo Cerrado queimado; CS - Campo Sujo; a negrito estão assinalados os testes significativos, i.e. $p < 0,05$; a cinza estão assinalado os valores que não foram calculados, devido à inexistência de significância)	20
Tabela 3.4 – Melhores modelos calculados ($\Delta AIC < 2$) produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação de abundância relativa de cada espécie, riqueza específica e diversidade, estimadas para cada linha de amostragem (H – Hipótese; df – graus de liberdade; LogLik – logaritmo da semelhança máxima; AICc - Akaike Information Criterion; ΔAIC_h – variação do AIC de entre todos os modelos dentro de cada hipótese; weight – peso estatístico; ΔAIC_g – variação do AIC de entre todos os modelos de todas as hipóteses; NULL – modelo nulo)	22
Tabela 3.5 - Melhores modelos calculados ($\Delta AIC < 2$) produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação de abundância relativa de cada espécie, estimadas para cada armadilha (df – graus de liberdade; LogLik – logaritmo da semelhança máxima; AICc - Akaike Information Criterion; ΔAIC_h – variação do AIC de entre todos os modelos dentro de cada hipótese; weight – peso estatístico; ΔAIC_g – variação do AIC de entre todos os modelos de todas as hipóteses; NULL – modelo nulo)	30

1. Introdução

O fogo nas savanas tropicais

Os padrões de distribuição e abundância de espécies, num ecossistema, bem como os mecanismos que os determinam, têm sido o foco central da ecologia de comunidades (*e.g.* Vieira et al., 2005; Mendonça et al., 2018 para o Cerrado) e permitem entender quais os efeitos das alterações ambientais, especialmente da perda de habitat, na taxa de extinção das espécies (Fahrig, 1997). Atualmente, a perda exponencial de biodiversidade global, devido às extinções que se têm registado nas últimas décadas, é um dos maiores desafios que a Humanidade enfrenta (Di Marco et al., 2019). A origem do aumento da taxa de extinção tem sido alvo de estudos e, muitas vezes, associada a alterações climáticas (Thomas et al., 2004) e a perturbações antropogénicas, que determinam, por exemplo, a degradação e transformação de habitats (Vitousek et al., 1997; Rockström et al., 2009). Em contrapartida, as perturbações naturais são fenómenos recorrentes nos ecossistemas que ainda não compreendemos completamente e, por isso, têm sido realizados diversos estudos para entender estes processos ecológicos e prever quais as respostas da fauna e flora a essas perturbações (Vamstad & Rotenberry, 2010), como por exemplo, o fogo natural.

O fogo é um evento natural que provoca a desnudação e destruição vegetal (Vamstad & Rotenberry, 2010), tornando-se um importante fator ambiental que influencia fortemente a dinâmica e composição das comunidades biológicas (Vieira & Marinho-Filho, 1998; Briani et al., 2004; Henriques et al., 2006). Historicamente, o fogo tem ocorrido naturalmente nas savanas tropicais nos últimos 10 000 anos (Silva & Batalha, 2010), e tem sido descrito como um agente evolutivo para a fauna e flora, tendo um papel fundamental em determinados ecossistemas tropicais e temperados (Griffiths & Brook, 2014), como por exemplo, o Cerrado (Silva & Batalha, 2010), uma vez que participa na determinação da estrutura e composição da vegetação e molda a dinâmica populacional da fauna (Monasmith et al., 2010). As temperaturas durante o fogo são superiores aos limites suportáveis pela fauna - podendo chegar aos 350°C a 1cm de distância do solo (Henriques et al., 2000). Contudo, graças à boa capacidade de isolamento do solo, a temperatura não apresenta uma grande variação em profundidades superiores a 5 cm (Coutinho, 2002). Desta forma, muitas espécies de animais do Cerrado criaram mecanismos de fuga a este fenómeno ao usarem o subsolo como refúgio (Henriques et al., 2000).

No entanto, apesar destes perceptíveis efeitos negativos, o fogo também pode acarretar efeitos positivos na vegetação e, consequentemente, nas comunidades animais. Uma vez que muitas espécies do Cerrado são espécies pirofíticas (*i. e.* adaptadas ao fogo), têm a germinação das suas sementes facilitada pelo fogo (Coutinho, 2002; Pivello, 2011; Durigan & Ratter, 2016), o que aumenta a abundância destas espécies e, consequentemente, a disponibilidade deste recurso como fonte de alimento para a fauna logo após o fogo. A baixa lixiviação do solo associada à remineralização de nutrientes aprisionados na biomassa seca aumentam muito a carga orgânica dos solos, aumentando o potencial de crescimento das espécies vegetais (Coutinho, 2002). Por outro lado, as transformações na vegetação causadas pelo fogo podem ajudar a manter a diversidade de fisionomias no Cerrado: nas fisionomias mais densas, a destruição dos estratos arbóreo e arbustivo alto, pode alterar a estrutura da vegetação criando áreas mais abertas e permitir o crescimento dos estratos inferiores (Coutinho, 2002). Esta diversidade fisionómica mantém a biodiversidade - não só florística como faunística do Cerrado (Carmignotto et al., 2012). Graças a este dinamismo do Cerrado, com frequentes alterações das condições ambientais, existe uma dualidade nos resultados de estudos previamente realizados, no que toca ao impacto dos incêndios do Cerrado na fauna, e em particular, nos pequenos mamíferos. Há estudos que demonstram a diminuição imediata da abundância após o fogo (Henriques et al., 2000; Mendonça et al., 2015), associada à baixa taxa de sobrevivência e elevada taxa de fuga (Henriques et al., 2000), e estudos que demonstram a inexistência desses efeitos (Vieira, 1999; Henriques et al., 2000), graças à existência de fragmentos intactos que ladeiam as áreas ardidas e onde as populações em fuga se refugiam (Henriques et al., 2000). Por outro lado, a intensidade, a frequência dos fogos e a fisionomia afetada são importantes fatores que determinam as repercussões desta perturbação. Ainda assim, os

estudos já realizados são insuficientes para avaliar os efeitos reais do fogo nas comunidades de pequenos mamíferos, uma vez que a maioria destes estudos são implementados apenas após grandes incêndios, de forma casuística e sem apresentar delineamento experimental sistematizado que permita testar hipóteses sobre os efeitos do fogo, com amostragens antes e após o fogo numa perspectiva BACI (Before-After Control-Impact; ex.. Sitters et al., 2015).

Apesar de os fogos naturais ocorrerem historicamente no Cerrado, sendo mesmo um dos fatores determinantes para a manutenção da estrutura deste bioma (Pivelo, 2011), a interferência humana tem acelerado a frequência de incêndios nas áreas de Cerrado. A maioria dos fogos registados nos últimos 300 anos têm tido origem em causas antrópicas (Briani et al., 2004), com fogos a ocorrer em intervalos de 2 ou 3 anos (Briani et al., 2004). Muitas destas alterações no regime de fogo estão associadas, principalmente, às práticas agrícolas e de criação de gado, uma vez que a queima tem sido usada como medida de desnudação de áreas naturais (Pivelo, 2011). Não obstante a magnitude dos fogos naturais no passado, atualmente existem muitas barreiras físicas criadas pelo homem que impedem a movimentação da fauna, como as estradas, edifícios e cercas que delimitam as propriedades, etc. Estas barreiras dificultam, e até mesmo impedem, a deslocação da fauna durante a fuga, aumentando as taxas de mortalidade (Coutinho, 2002), e impossibilitam a recolonização das áreas ardidas a partir de áreas adjacentes à zona afetada, onde as populações possam ter sobrevivido ao fogo. Por outro lado, muitas Unidades de Conservação existentes em zonas de Cerrado estão circundadas por terrenos privados (e.g. fazendas ou plantações de cultivo extensivo), que atuam da mesma maneira que as barreiras anteriormente inúmeras.

A aplicação de medidas contra o uso de fogo na gestão de Unidades de Conservação, ou mesmo a supressão de fogos natural de pequena escala, e a consequente acumulação de biomassa seca podem aumentar o risco de incêndio nestas áreas, uma vez que criam condições favoráveis à ignição e propagação dos fogos. Nestas áreas, os fogos ganham proporções e magnitudes muito difíceis de controlar, devido à acumulação de biomassa vegetal, e acabam por destruir o ecossistema como um todo (Coutinho, 2002). Considerando que os fogos intensos têm maiores impactos na fauna que os fogos naturais de pequena escala e os controlados (Coutinho, 2002), tem havido uma maior preocupação e uma aposta na realização de estudos e publicações focadas em avaliar os efeitos do fogo no Cerrado. Muitos desses estudos centram-se em programas de uso de fogo controlado como ferramenta de gestão das áreas naturais. Por exemplo, Barradas (2020) demonstrou que após a adoção de um regime de queimas prescritas em mosaicos numa Unidade de Conservação no Brasil, o número de incêndios intensos e de larga escala diminuiu consideravelmente. Ainda assim, continua a existir um desequilíbrio nos *taxa* estudados dentro desta temática, existindo uma maior ênfase em espécies vegetais (Arruda et al., 2018). Apesar dos fogos programados poderem ser usados como medidas preventivas contra a ocorrência de fogos florestais intensos e de grande extensão, e de já ter sido comprovado que esta técnica é importante para a conservação das espécies vegetais do Cerrado (Coutinho, 2002), há pouca informação sobre o impacto desta perturbação controlada sobre as espécies de vertebrados, nomeadamente pequenos mamíferos.

O Cerrado: Diversidade de habitats e espécies

O ecossistema de Cerrado apresenta, tipicamente, um clima tropical chuvoso, com um verão quente e inverno seco (Ribeiro & Walter, 1998) com médias anuais pluviométricas a variar entre 1300 e 1600 mm, enquanto as temperaturas médias apresentam pouca variação em torno dos 20°C. A região nuclear deste ecossistema localiza-se na região central do Brasil (Figura 1.1), abrangendo de forma continua os estados de Goiás, Tocantins, Bahia, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Piauí e São Paulo (Eiten, 1972).

Ocorre também em áreas disjuntas a norte do estado do Amapá, Amazonas, Pará, Roraima e Paraná. Fora do Brasil, ocupa áreas disjuntas na Bolívia e no Paraguai. O Cerrado ocupa mais de 2 000 000 km², o que corresponde a cerca de 23% do território do Brasil, sendo considerado o segundo maior bioma, em área, do país (Ribeiro & Walter, 1998).

Globalmente, o Cerrado apresenta uma variação muito grande em termos estruturais, variando muito na composição específica da vegetação, e, consequentemente, na altura e densidade dos diferentes estratos de vegetação presentes: herbácea, arbustiva e arbórea (Eiten, 1972). Desta forma, o Cerrado inclui formações vegetais muito díspares que variam desde áreas de floresta (com a



Figura 1.1 – Mapa ilustrativo dos biomas e estados brasileiros. Modificado de IBGE (2004)

copa arbórea fechada – matas de galeria e estacionais), bosques arbóreos (com copa aberta - cerradão), bosques de árvores e arbustos (árvores mais dispersas e compartilhando destaque com elementos arbustivos – cerrado *sensu stricto*), passando por campos fechados, campos abertos, zonas campestres com árvores e arbustos dispersos igualmente proeminentes (campo cerrado), campos com arbustos baixos (campo sujo) até prados sem qualquer planta lenhosa (campo limpo) (Eiten, 1972).

De forma geral, e graças às suas condições climáticas quentes e secas, o Cerrado apresenta uma vegetação xeromórfica, adaptada a ambientes semiáridos e desérticos (Eiten, 1972). De forma a facilitar a compreensão da diversidade de ecossistemas existentes no Cerrado, muitos autores classificaram, de forma contínua, as diferentes fisionomias vegetais. Neste trabalho, usaremos a classificação proposta por Furley (Furley, 1999), que divide as fisionomias de cerrado *sensu lato* em cinco categorias – campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado e cerradão - num gradiente positivo de riqueza específica, altura e densidade da vegetação (Figura 1.2). Estas variações de fisionomia estão muitas vezes relacionadas com a fertilidade e acidez do solo, profundidade do lençol freático, ação do fogo e perturbações humanas (Coutinho, 2002).

O fogo natural queima a área de forma heterogênea, e consequentemente, o seu comportamento e frequência vão diferir de acordo com as diferentes fisionomias que ocorrem no Cerrado. Por exemplo, enquanto as fisionomias campestres e típicas de savana mais aberta podem apresentar uma maior frequência de incêndios anual e maior resiliência ao fogo, as formações mais densas e florestais apresentam uma frequência de incêndios muito reduzida e uma menor resiliência ao fogo (Camargo et al., 2018; Coutinho, 2002). As fisionomias mais densas são fortemente ameaçadas por fogos de elevada intensidade após um período sem qualquer incêndio, e por consequente, as alterações que ocorrem nos regimes naturais do fogo são uma das ameaças deste ecossistema (Camargo et al., 2018).

O campo sujo é caracterizado pelo domínio do estrato herbáceo-arbustivo. Em alguns casos é possível observar indivíduos de porte arbóreo menos desenvolvidos no meio da vegetação arbustiva (Ribeiro & Walter, 1998). É descrito como um prado onde as plantas lenhosas estão ausentes, e cuja flora é equivalente ao estrato herbáceo-arbustivo presente no campo cerrado (Eiten, 1972). O campo cerrado é composto por um estrato contínuo herbáceo-arbustivo, constituído por gramíneas, pequenas

ervas e arbustos, sobre o qual está sobreposto um estrato arbustivo-arbóreo esparsos, de alturas médias ou baixas e com menos de 30-40% de cobertura (Eiten, 1972).

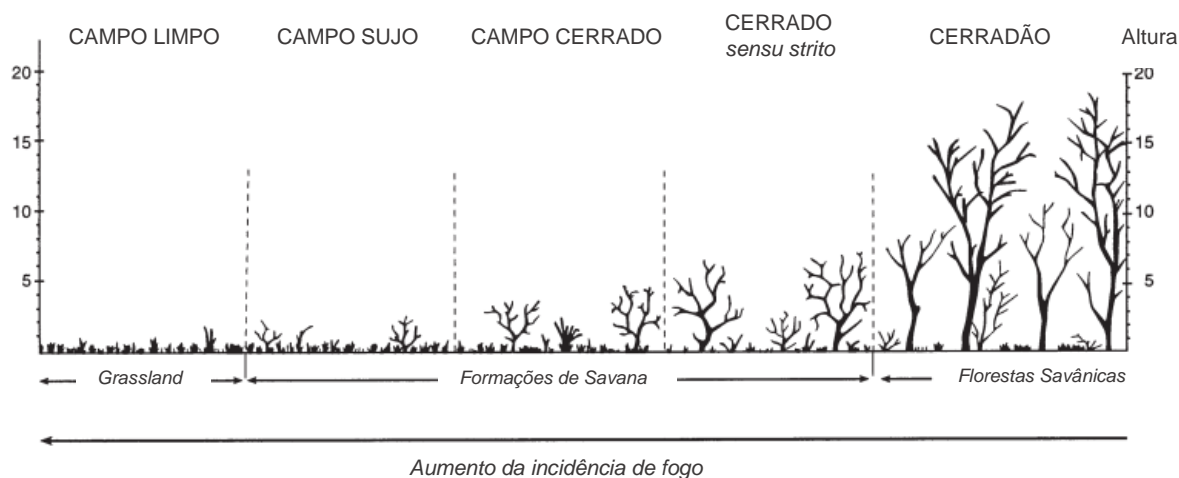


Figura 1.2 – Esquema ilustrativo das fisionomias de Cerrado. Modificado de Furley (1999)

Desta forma, existe uma continuidade espacial entre o campo sujo e o campo cerrado no que toca às espécies existentes, variando apenas a proporção das mesmas na comunidade. A família mais frequentemente encontrada nos campos sujo e cerrado é a Poaceae (Gramineae), e destacam-se gêneros como *Aristida*, *Axonopus*, *Echinolaena*, *Ichnanthus*, *Loudetiopsis*, *Panicum*, *Paspalum*, *Trachypogon* e *Tristachya* (Ribeiro & Walter, 1998). O cerrado (*sensu stricto*) é dominado pelo estrato arbustivo alto (Ribeiro & Walter, 1998) e inclui várias formações vegetais lenhosas de copa fechadas, geralmente inferiores a 7 metros (Eiten, 1972). O estrato arbóreo pode ser emergente ou formar uma única camada superior, nunca ultrapassando os 50% de cobertura total. As espécies *Acosmium dasycarpum*, *Annona crassiflora*, *Astronium fraxinifolium*, *Brosimum gaudichaudii* e *Bowdichia virgilioides* estão representadas em mais de 50% das áreas ocupadas por esta fisionomia (Ribeiro & Walter, 1998). Finalmente, o cerradão é descrito como uma formação florestal, onde ocorrem as espécies *Caryocar brasiliense*, *Kielmryera coriacea* e *Qualea grandiflora*. Esta fisionomia é caracterizada pela predominância do estrato arbóreo contínuo e denso, que cobre entre 50 e 90% da área. Este estrato tem uma altura máxima de 15 metros, proporcionando condições de baixa luminosidade nos estratos inferiores (Ribeiro & Walter, 1998).

O Brasil é um dos países com maior biodiversidade do mundo (Mittermeier et al., 1997), e estudos realizados sobre a biodiversidade do Cerrado estimam que cerca de 20 a 50% de espécies brasileiras, vegetais e faunísticas, ocorram neste bioma (Machado et al., 2004). Apesar da evidente importância que este bioma apresenta, o Cerrado é altamente ameaçado. Em 2005 estimou-se que mais de metade da área de Cerrado já teria sido transformada em áreas agrícolas e agropecuárias (Klink & Machado, 2005) apresentando uma taxa de desflorestação muito elevada, com uma perda anual de 2,2 milhões de hectares (Machado et al., 2004). Desta forma, estima-se que, se as tendências de ocupação e uso de solo se mantiverem, todo o bioma deverá ser alterado até 2030 (Machado et al., 2004). As transformações ocorridas até agora têm causado a fragmentação dos habitats, que contribui para o aumento de risco de extinção da biodiversidade, a invasão de espécies exóticas, a alterações dos regimes de fogo natural, desequilíbrios no ciclo do carbono e, possivelmente, modificações climáticas regionais (Klink & Machado, 2005; Strassburg et al., 2017; Colli et al., 2020).

Este bioma é também descrito como um hotspot de biodiversidade mundial (Klink & Machado, 2005), por ser um ecossistema que detém um elevado número de endemismos, quer a nível florístico como faunístico (Machado et al., 2004). A elevada biodiversidade que se observa no Cerrado está relacionada com a abundante multiplicidade de ecossistemas, com a elevada heterogeneidade espacial

associada às distintas fisionomias e com uma variação horizontal acentuada, uma vez que a manutenção do mosaico vegetal permite manter uma biodiversidade elevada devido à criação de nichos ecológicos muito distintos (Machado et al. 2004; Durigan, 2020; Durigan et al., 2020).

No território Brasileiro estão descritas cerca de 524 espécies de mamíferos, correspondendo a 13% da mamofauna mundial (Rocha & Dalponte, 2006; Abreu et al., 2020; Quintela et al., 2020). O Cerrado detém 227 dessas espécies, englobando 25 espécies endêmicas (Carmignotto et al., 2012), tais como *Callithrix penicillata*, *Cerradomys marinhui* e *Oligoryzomys rupestris* (Gutiérrez & Marinho-Filho, 2017) e 17 espécies incluídas na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção (Rocha & Dalponte, 2006), tais como *Myrmecophaga tridactyla* e *Puma concolor* (ICMBio, 2014). O grupo de pequenos roedores e marsupiais estão entre os quatro grupos mais diversos (Carmignotto et al., 2012), correspondendo à maioria dos endemismos que ocorrem neste Bioma (Bonvicino et al., 2012; Bezerra et al., 2009), tais como *Kerodon acrobata* e *Gyldenstolpia planaltensis* (ICMBio, 2014). Contudo, tem havido pouco investimento na análise descritiva da biodiversidade faunística destes *taxa*, havendo uma falta de informação relativamente à abundância, distribuição e uso de habitats de algumas espécies típicas do Cerrado (Machado et al., 2008; Mendonça et al., 2018).

Os pequenos mamíferos do Cerrado

Os marsupiais presentes no Cerrado pertencem à família Didelphidae, caracterizados por serem indivíduos de atividade noturna, com diferentes nichos alimentares, podendo apresentar hábitos omnívoros, insectívoros, frugívoros ou carnívoros (Astúa, 2015). Algumas destas espécies têm hábitos arborícolas, mas a maioria está adaptada para a deslocação terrestre (*e.g.* Carmignotto & Monfort, 2006). As espécies presentes no Cerrado são morfologicamente bastante distintas, com um comprimento corporal (sem cauda) que varia entre os 8 e os 102 cm (Carmignotto, 1999) e mesmo o atributo que caracteriza este grupo, o marsúpio, está apenas presente em algumas espécies (Voss & Jansa, 2009). Os pequenos roedores que ocorrem no cerrado pertencem, maioritariamente, às famílias Muridae (subfamília *Sigmodontinae*) e Echimyidae, e evidenciam uma grande variedade de hábitos - semi-aquáticos, arborícolas e fossoriais - com diferentes regimes alimentares adaptados a estes hábitos: piscívoria, herbívoria, insectívoria e omnívoria (Patton et al., 2015)

Está descrito que muitos destes pequenos mamíferos apresentam uma grande seletividade de habitats e baixa capacidade dispersiva (Mares et al., 1986), usando o ecossistema em pequena escala e, portanto, são afetados por pequenas alterações na composição e estrutura do habitat (Umetsu & Pardini, 2007). Por outro lado, graças às características da sua reprodução, tipicamente com uma estratégia R e de geração curta (Avenant, 2011), apresentam elevada resiliência (uma vez que respondem rapidamente em termos populacionais a perturbações), sendo mais vulneráveis, particularmente, às alterações repentinas e de grande magnitude que ocorrem nos seus habitats (Bezerra et al., 2009; Carmignotto, 2019). Este grupo de mamíferos está também na base de uma vasta variedade de cadeias alimentares, sendo consumidores primários e presas de uma ampla comunidade de predadores, incluindo, répteis, aves e outros mamíferos (Avenant, 2011).

Desta forma, estas espécies são consideradas como bons indicadores ambientais para monitorizar a integridade do habitat e modelos apropriados para detetar os efeitos das alterações que ocorrem no uso do solo na vida animal (Bonvicino et al., 2002; Pardini et al., 2010). Espécies como *Calomys tener*, *Necomys lasiurus*, *Oligoryzomys nigripes* e *Didelphis albiventris* são espécies comuns e abundantes no Cerrado e podem ser classificadas como espécies generalistas quanto ao uso de habitat. Contrariamente às anteriores, a maioria das espécies de Cerrado pode ser classificada como especialistas de habitat: associadas às formações abertas (*e.g.* *Thylamys karimii*, *Monodelphis domestica*, *Cerradomys scotti*) ou aos ambientes florestais (*e.g.* *Marmosa murina*, *Hylaeamys megacephalus*, *Necomys rattus*) (Carmignotto et al., 2012; 2014).

Algumas das variações que se observam nas comunidades de mamíferos existentes no Cerrado têm sido associadas às alterações na estrutura da vegetação (Briani et al., 2004) causadas pelo fogo (Henriques et al., 2000). Muitas destas alterações detetadas na estrutura das populações e comunidades de pequenos mamíferos estão fortemente correlacionadas com a redução da cobertura vegetal e dos recursos alimentares existentes, associados ao fogo, que aumentam o risco de predação e subnutrição (podendo levar à morte dos indivíduos), por falta de locais de refúgio e alimento, respetivamente (Henriques et al., 2000). Esta perturbação pode afetar diretamente a comunidade faunística por mortalidade direta, ou indiretamente por alterar o uso e seleção de habitat. Estes impactos imediatos podem afetar a longo prazo a globalidade da comunidade faunística, por efeitos ecológicos em cascata, e a comunidade vegetal associada (Monasmith et al., 2010). No entanto, a resposta da fauna e flora ao fogo é complexa, resultante da interação de diversos fatores, como as características biológicas das próprias espécies, a dinâmica do fogo (ex. frequência e extensão) e os seus antecedentes, as condições climáticas e a estrutura do próprio habitat (Frizzo et al., 2011; Griffiths & Brook, 2014).

Desta forma, é essencial entender a dinâmica das comunidades faunísticas sujeitas a estes fenómenos disruptivos para implementar uma gestão sustentável e a conservação dos ecossistemas terrestres (Frizzo et al., 2011). O presente estudo visa colmatar essa lacuna na informação relativa aos padrões populacionais das comunidades de pequenos mamíferos que habitam ambientes onde o fogo é um elemento central na sua dinâmica. Assim, este estudo tem como objetivo aferir os efeitos do fogo na comunidade de pequenos mamíferos do Cerrado. Tendo em conta a imprevisibilidade da ocorrência de fogos naturais, o estudo está centrado em avaliar como é que a comunidade de pequenos mamíferos responde à ocorrência de fogo controlado (usado como substituto do fogo natural e ferramenta importante na gestão de ecossistemas), nomeadamente analisando os determinantes dos padrões de distribuição e de uso de habitat das espécies presentes, e da estrutura da comunidade (riqueza específica e diversidade), numa área de Cerrado do estado de São Paulo, Brasil.

Havendo evidências de que muitas espécies de pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) têm áreas vitais definidas e estáveis durante a maioria do ano (Dice, 1938; Carmignotto, 1999), a metodologia usualmente aplicada para o estudo destes animais assenta no uso de armadilhas de captura e contenção viva, que possibilita a recolha de informações ecológicas sobre os indivíduos, a população e a comunidade. Por outro lado, a taxa de captura destas espécies terrestres está relacionada com as preferências alimentares (que afeta a atratividade e eficácia do isco usado), o tamanho do corpo do próprio animal (especialmente em armadilhas cujas dimensões limitam a entrada de animais de maior porte), e a época do ano (Laurance, 1992). Desta forma, as armadilhas com maior eficiência para captura de pequenos mamíferos são as armadilhas de queda ou “Pitfall” e as caixas (*Folding Traps with Aluminum Treadle and Doors Galvanized; H.B. Sherman Traps, Inc; Dizney et al., 2008*), embora apresentem eficácias distintas entre taxa. Assim, o uso combinado dos dois métodos de captura de pequenos mamíferos permite maximizar a eficiência de captura de uma comunidade composta por espécies com características eco-morfológicas muito distintas (Gurnell & Flowerdew, 2006; Laurance, 1992; Dizney et al., 2008).

Este estudo pretendeu dar resposta a duas questões científicas distintas: 1) Quais os efeitos do uso do fogo controlado, uma medida de gestão a implementar em unidades de conservação, sobre a estrutura e composição das comunidades de pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) e, 2) Quais os determinantes dos padrões de distribuição e de uso de habitat das espécies presentes numa unidade de conservação dominada por Cerrado, testando os efeitos de fatores associados ao clima, regime de fogo e estrutura da paisagem. Para tal definimos *a priori* várias hipóteses, baseadas no conhecimento dos padrões ecológicos das espécies alvo e no contexto paisagístico da área de estudo. Recorrendo a dados de ocorrência das espécies de pequenos mamíferos recolhidos antes e após eventos de fogo controlado na área de Cerrado e tendo em conta as diferentes fisionomias existentes na área de estudo - campo sujo e campo cerrado formulámos e testámos as seguintes hipóteses:

[1] a variação da abundância e da presença de roedores estão associados à dinâmica da paisagem, sendo positivamente influenciadas por fisionomias mais esparsas, como o campo sujo e campo cerrado (Briani et al., 2004; Pedó et al., 2010), contrariamente às espécies de marsupiais, que serão positivamente influenciadas por fisionomias mais densas, como o cerrado e cerradão (Vieira, 1999; Briani et al., 2004); consequentemente, a riqueza específica e a diversidade serão afetadas pelo tipo de vegetação presente;

[2] a presença/abundância das espécies, e consequentemente, a riqueza específica e diversidade são determinadas maioritariamente pela disponibilidade de recursos (ex. água e recursos alimentares; Carrilho et al., 2017);

[3] a variação da abundância e da presença de roedores e marsupiais estão associadas à sazonalidade climática, sendo positivamente influenciadas pelo clima húmido e temperaturas altas, uma vez que é durante a estação húmida que existe uma maior disponibilidade de recursos alimentares (Proença et al., 2000; Silva et al., 2011; Rocha et al., 2017);

[4] a ocorrência do fogo afeta positivamente, a curto prazo, a riqueza específica e diversidade de pequenos mamíferos (Vieira & Marilho-Filho, 1998; Vieira, 1999; Frizzo et al., 2011; Pedó et al., 2010), um vez que, apesar de ser um agente de destruição direta do coberto vegetal e alterar a estrutura horizontal da paisagem, diminuindo os recursos alimentares e de refúgio (Vieira, 1999), a fauna e flora deste ecossistema apresentam resiliência e adaptações ao fogo, aproveitando a heterogeneidade e os nichos vagos/novos que surgem como consequência do fogo (Briani et al., 2004; Silva & Batalha, 2010); Por outro lado, a variação da abundância e da presença de roedores são positivamente influenciadas pela ocorrência do fogo, uma vez por um lado aproveitam o aumento de recursos tróficos associados com a explosão de espécies pirófitas e, por outro, respondem mais rapidamente, em termos numéricos (Estratégia R) que os seus predadores (Hanski et al., 2001); enquanto que as espécies de marsupiais serão mais forte e positivamente influenciadas pela ausência de perturbações, uma vez que dependem do estrato arbóreo (Vieira, 1999; Briani et al., 2004); ambos os grupos serão influenciados positivamente pela proximidade a áreas não ardidas, pois são fontes de refúgio e alimento para pequenos mamíferos em fuga e aumentam a heterogeneidade do habitat (McCleery et al., 2018);

[5] a presença/deteção de uma espécie de pequeno mamífero é condicionada pelo método de amostragem e pelas características individuais dos indivíduos capturados (e.g. Lambert et al., 2005; Adler & Lambert, 1997)

[6] a presença/deteção de uma espécie de pequeno mamífero é condicionada negativamente pela ocorrência de outras espécies, devido a processos de competição por recursos (tróficos, refúgio, etc.; Valone & Brown, 1995)

[7] A presença/abundância de uma determinada espécie e a riqueza específica e diversidade são determinadas pelos efeitos sinérgicos do fogo, tipo de vegetação, disponibilidade de recursos, fatores climáticos, competição e método de captura.

2. Materiais e Métodos

2.1. Caracterização da Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no estado de São Paulo, localizado no centro-Este do Brasil. Neste estado, estima-se que cerca de 18,2% da área apresenta vegetação típica de Cerrado, representado por fragmentos de tamanhos diversos, em que apenas menos de 1% dessas áreas está sob a proteção legal estadual (Kronka et al., 2005). O estado de São Paulo alberga 34% do total de espécies conhecidas da vegetação do Cerrado, muitas das quais apresentam uma importância económica significativa, nomeadamente na indústria farmacêutica (Coutinho, 2002). Das áreas de Cerrado com proteção legal destaca-se a Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB), que pertence ao Instituto Florestal do Estado de São Paulo, criada no ano de 1984 através do Decreto Estadual 22.337, de 07/06/1984. É uma das maiores unidades de conservação de Cerrado no estado de São Paulo, abrangendo uma área total de 2712 ha (Figura 2.1; 22°53'S e 49°14'W) (Melo & Durigan, 2011). O clima da região é quente e húmido no verão e seco no inverno, com as temperaturas médias a variar entre 24°C, no mês mais quente (janeiro) e 16°C no mês mais frio (julho) (Neto, 1991; Setzer, 1966).

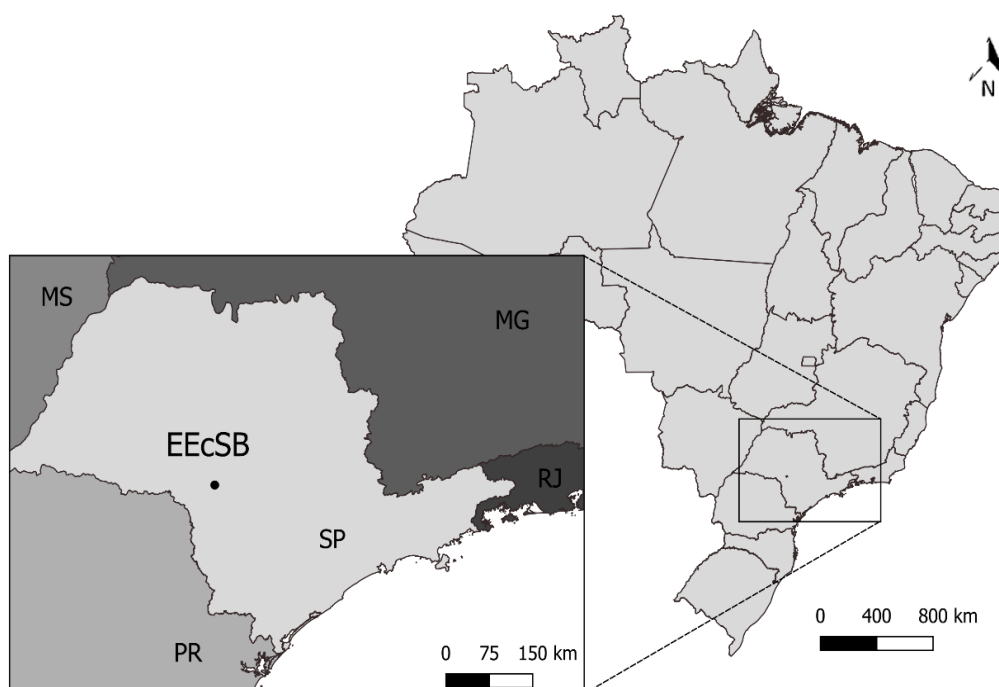


Figura 2.1 – Localização geográfica da Estação Ecológica de Santa Bárbara (EEcSB) no Estado de São Paulo, Brasil (SP - São Paulo; RJ - Rio de Janeiro; PR - Paraná; MG - Minas Gerais; MS - Mato Grosso do Sul)

A EEcSB é uma unidade de conservação ocupada por vegetação típica de Cerrado, de diferentes fisionomias, como campo sujo, campo cerrado, cerrado, cerradão, bem como, apresenta uma percentagem bastante elevada de espécies exóticas, como os géneros *Pinus* e *Eucalyptus*, e gramíneas exóticas (e.g. *Urochloa sp.* e *Melinis minutiflora*) (Figura 2.2) (Neto, 1991; Melo & Durigan, 2011). As quatro primeiras fisionomias são as fisionomias típicas de Cerrado e as duas primeiras fisionomias da sucessão ocorrem de forma adjacente, havendo um gradiente entre as mesmas. A vegetação desta estação ecológica encontra-se fragmentada por razões antropogénicas: estradas de terra e uma autoestrada (SP-280) que atravessa toda a unidade (Neto, 1991). No entanto, esta unidade de conservação localiza-se numa zona de transição entre ecossistemas de Savana, representados pelo Cerrado, e Floresta Tropical, representada pela Mata Atlântica, apresentando uma importância elevada na manutenção e conexão da biodiversidade destes dois hotspots de biodiversidade (Myers et al., 2000).

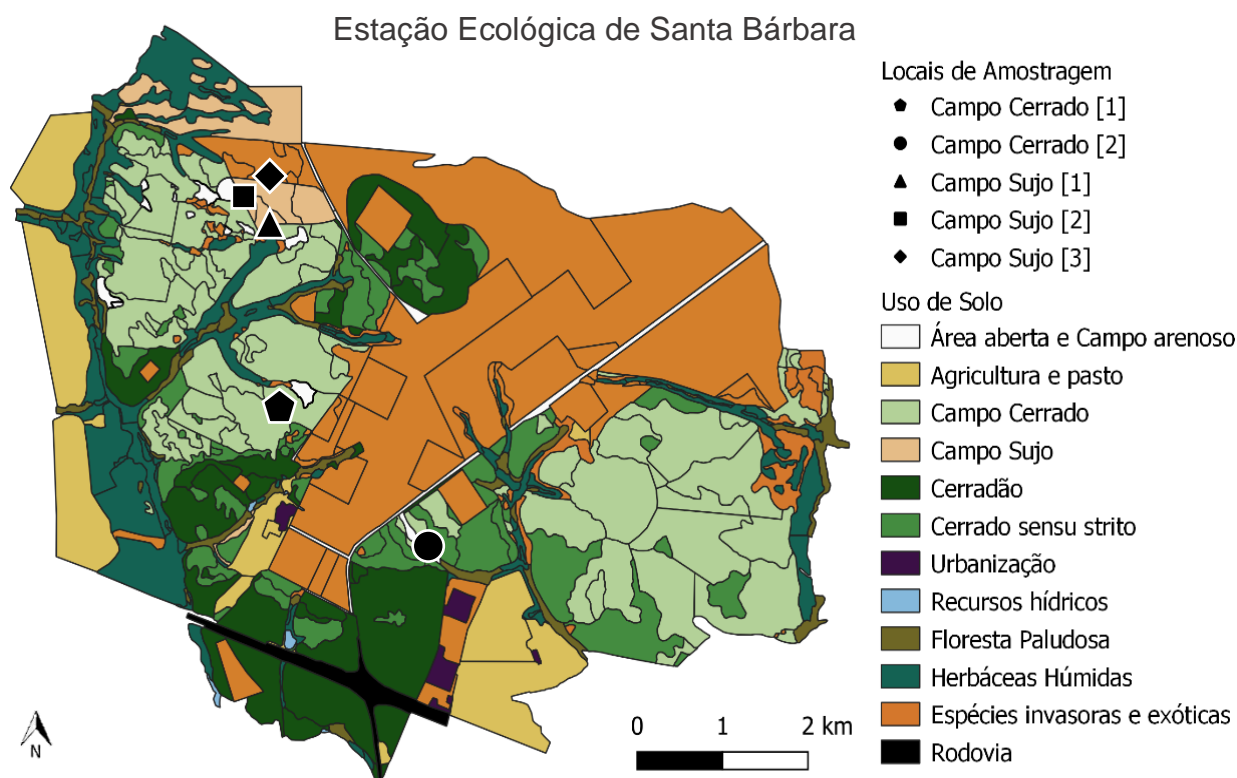


Figura 2.2 – Mapa representativo do uso de solo e localização dos locais de amostragem da Estação Ecológica de Santa Bárbara. Os valores entre parênteses indicam os diferentes locais de amostragem dentro da mesma fisionomia (ver abaixo).

A EEcSB registava 19 espécies de pequenos mamíferos, em 2011, aquando do último levantamento faunístico: nove espécies de marsupiais e dez espécies de roedores, havendo espécies restritas a determinadas fisionomias de Cerrado (Anexo 1) (Melo & Durigan, 2011). O presente trabalho focou-se em fragmentos de fisionomias vegetais diferentes: campo sujo e campo cerrado. Os fragmentos de campo sujo são caracterizados por apresentarem a dominância do estrato herbáceo e subarbustivo, com uma grande representatividade das famílias Poaceae, Asteraceae, Mystaceae e Malpighiaceae (Neto, 1991). Os fragmentos de campo cerrado caracterizam-se por albergarem os estratos herbáceo, subarbustivo e arbustivo semelhantes ao de campo sujo, anteriormente descrito. No entanto, pode observar-se a existência de árvores dispersas, que provoca o adensamento da vegetação, típico desta fisionomia. As espécies com maior representatividade são *Dimorphandra mollis*, *Stryphnodendron polyphyllum*, *Annona crassiflora*, *Roupala montana* e *Tabebuia ochracea* (Neto, 1991). Das 298 espécies de vegetação que ocorrem na EEcSB, 71 ocorrem no campo cerrado e 45 no campo sujo (Neto, 1991).

2.2. Amostragem de pequenos mamíferos

A amostragem de pequenos mamíferos foi realizada por técnicas de Captura-Marcção-Recaptura (CMR), com recurso a armadilhas de interseção e queda (AIQ) e armadilhas de contenção viva (ACV) (Jones et al., 1996). A CMR inclui a captura dos animais vivos, a recolha de informação relativamente aos indivíduos capturados, a marcação individual e posterior libertação.

Por forma a testar o efeito do fogo nas comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado, foram amostrados sete locais diferentes. Em cinco deles (três locais na fisionomia de campo sujo e dois locais na fisionomia de campo cerrado) a amostragem foi efetuada durante os dois anos de amostragem,

considerando que os primeiros três locais foram amostrados antes e após um evento de fogo controlado (ver abaixo). Os restantes dois, que correspondem também à fisionomia de campo cerrado foram selecionados como locais de teste, onde ocorreu o evento de fogo controlado, e a sua amostragem apenas ocorreu no segundo ano de amostragem. O desenho experimental inicial incluía também amostragens em três locais controlo na fisionomia campo sujo. Infelizmente, por razões logísticas não foi possível manter esse desenho. Esta variação no esforço de amostragem foi considerada aquando da análise dos dados (ver abaixo). A aplicação do fogo nos cinco locais de amostragem (três locais de amostragem em campo sujo e dois locais de amostragem em campo cerrado) ocorreu em dias diferentes no final de julho de 2018, e foi implementado por investigadores do Instituto Florestal, abrangendo uma área total de 119,3 ha. A aplicação do fogo controlado começou no período da manhã, normalmente às 10h00 a.m., em dias cujas características climáticas reduzem o risco de descontrolo do incêndio: registo de velocidade do vento inferior a 5 km h⁻¹, humidade relativa entre 45 e 80% e temperatura abaixo de 25°C.

Em cada local de amostragem foram instaladas duas linhas de AIQ e duas linhas de ACV, com um intervalo de 60 metros entre as mesmas (Jones et al., 1996; Pearson & Ruggiero, 2003) (Figura 2.3). Cada linha de AIQ era composta por 4 armadilhas pitfalls de 100 litros (70cm de altura e 45cm de diâmetro), intervaladas por 10 metros, e ligadas por uma lona plástica com 80 cm de altura (50cm acima do solo e 30cm enterrados) e 50 m de comprimento (Jones et al., 1996), perfazendo um total de 56 armadilhas AIQ, oito por local de amostragem (Figura 2.3 e 2.4C). O tamanho dos baldes de plástico usados nas armadilhas de pitfall (100L) foi selecionado por forma a diminuir as fugas das armadilhas, tendo em conta que muitas das espécies de marsupiais e roedores apresentam boa capacidade de salto (Carmignotto, 1999). Em cada pitfall foi colocado um fragmento de esferovite (30 cm x 30 cm x 5 cm) e um reservatório de água (Figura 2.4F), de forma a diminuir a mortalidade por afogamento e desidratação, respetivamente. As linhas de ACV eram compostas por 2 armadilhas Sherman (23 x 9 x 8 cm) e 2 armadilhas Tomahawk (30 x 15,5 x 17,5 cm), intercaladas e intervaladas por 10 metros (Jones et al., 1996) (Figura 2.2, 2.4A e 2.4B), perfazendo um total de 56 armadilhas ACV, oito por local de amostragem. Para aumentar a taxa de captura, às ACV foi adicionado um isco composto por pasta de amendoim, sardinha enlatada e farinha de milho, numa proporção de 2:1:2 (Jones et al., 1996; Woodman et al., 1996) (Figura 2.4D e 2.4E). Apesar de o tipo de isco ter uma fraca influência na taxa de captura destes animais (Woodman et al., 1996) a escolha de um isco complexo teve como principal razão otimizar a captura de espécies que já foram detetados na EECSB e que apresentam diferentes regimes alimentares (Melo & Durigan, 2011; Carmignotto, 1999; Stallings, 1989).

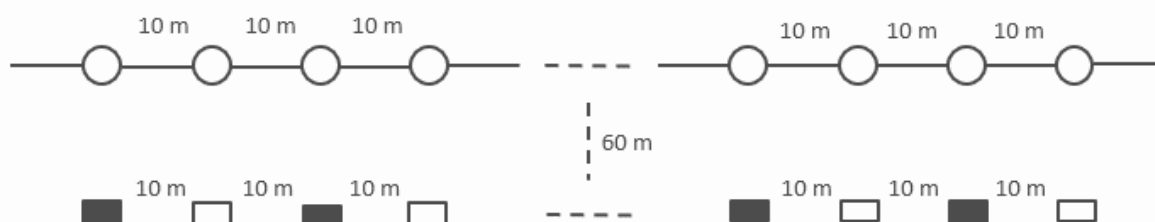


Figura 2.3 – Esquema ilustrativo do desenho experimental utilizado para a captura de pequenos mamíferos na EECSB: AIQ, com a respetiva lona de interseção (círculos) e ACV (retângulos: a preto as armadilhas Sherman e e branco as armadilhas Tomahawk)

A amostragem foi realizada mensalmente, e as armadilhas estiveram ativas durante cinco dias (4 noites) por mês (Jones et al., 1996; Steele et al., 1984), entre agosto de 2017 e julho de 2019. Esta monitorização ocorreu durante um ano antes do evento do fogo prescrito, e durante um ano depois, totalizando 24 meses de amostragem consecutivos. Dadas as características das metodologias usadas e os hábitos noturnos das espécies existentes na área de estudo (Melo & Durigan, 2011; Carmignotto,

1999), as armadilhas eram visitadas uma vez por dia (Jones et al., 1996), ao início da manhã. Desta forma, o esforço de amostragem total perfaz 112 estações de captura diárias, com 448 estações/mês. Nos períodos entre amostragem, as armadilhas ACV eram recolhidas e os pitfall fechados com uma tampa adequada de forma a impedir a entrada de animais e a sua possível e consequente morte (Jones et al., 1996).



Figura 2.4 – Fotografias da metodologia de campo (A - armadilha Tomahawk em fisionomia de campo cerrado; B - armadilha Sherman em fisionomia de campo cerrado; C - armadilha pitfall em fisionomia de campo cerrado; D - manutenção de armadilha Sherman, bem como do respetivo isco; E - armadilha Sherman com o respetivo isco; F - armadilha Pitfall com o respetivo fragmento de esferovite e reservatório de água)

Os animais capturados foram identificados quanto à espécie e determinado o seu género, idade e condição reprodutiva. Cada animal foi pesado com recurso a duas balanças de escalas diferentes: uma de 100 gramas (precisão de 1,0 g) para as espécies de menor porte e uma balança de 300 gramas (precisão de 2,0 g) para as espécies de maior porte. A condição reprodutora dos indivíduos foi analisada através de características morfológicas externas (Figura 2.5A, 2.5B e 2.5C), nomeadamente a posição testicular, e presença ou ausência de indícios de gravidez ou lactação (Stallings, 1989; McCravy & Rose, 1992). Os machos eram considerados sexualmente inativos se os testículos estivessem numa posição abdominais (TA), e ativos se os testículos fossem evidentes (i.e. posição escrotal). As fêmeas foram classificadas como prenha (P), lactante (L), prenha e lactante (PL) ou sem características aparentes externas (NPNL) de reprodução. Os indivíduos capturados foram divididos em três classes etárias previamente definidas, tendo por base a análise da condição reprodutora, pelagem, tamanho, peso e dentição: jovem, subadulto e adulto (Stallings, 1989). A classe etária “jovem” incluía todos os

indivíduos que evidenciassem qualquer característica tipicamente de jovem, com a pelagem diferenciada, tamanho e peso inferiores ao tabelado para um indivíduo adulto e sem qualquer evidência de maturação sexual. A classe etária “subadulto” incluía os indivíduos que apresentassem uma pelagem de adulto com tamanho e peso intermédio, e sem qualquer evidência de maturação sexual. Finalmente, a classe etária “adulto” inclui todos os indivíduos que apresentassem o tamanho e peso típico da espécie, e que apresentassem características reprodutoras ativas.

Todos os indivíduos capturados foram marcados através de um corte na orelha direita. Nos géneros de maior porte (i.e. *Cerradomys*, *Akodon*, *Rhipidomys*, *Didelphis*, *Necomys*, *Clyomys* e *Monodelphis*) foi ainda usada a marcação com brincos impressos numerados (Figura 2.5B). Imediatamente pós a recolha de dados morfológicos e biométricos, o registo da data e local de amostragem e do respetivo número de armadilha, os indivíduos foram libertados nos locais de captura. O manuseamento dos animais seguiu as indicações definidas no protocolo de manuseamento de mamíferos, definido pela Sociedade Americana de Mamalogia (Sikes et al., 2016).

Dada a duração deste projeto e as limitações temporais associadas à duração da elaboração do trabalho de campo nesta dissertação, os dados recolhidos durante as capturas foram disponibilizados pelos coordenadores do projeto, tendo apenas estado envolvida durante quatro meses de amostragem.



Figura 2.5 – Fotografias do manuseamento dos indivíduos capturados (A - manuseamento de *Necomys lasiurus*; B - marcação de *Necomys lasiurus* com brinco; C - Manuseamento de *Cryptomys chacoensis*)

2.3. Caracterização ambiental dos locais de amostragem

Por forma a testar quais os determinantes ambientais que estão a influenciar a presença e abundância as populações de pequenos mamíferos da EECSB, bem como a afetar a estrutura da comunidade (i.e. riqueza específica e diversidade) - e as hipóteses previamente formuladas-, foram selecionadas diferentes variáveis, já identificadas como determinantes da presença e/ou abundância de pequenos mamíferos em outras regiões, ou que possam traduzir a especificidade paisagística da área de estudo e ter um presumível efeito sobre as espécies presentes. Estas variáveis foram recolhidas remotamente, com recurso a informação digital utilizada para construir um Sistema de Informação Geográfica (SIG) com recurso ao software QGIS (QGIS, 2019; Tabela 2.1) e durante o trabalho de campo (Tabela 2.2). Algumas das variáveis apresentadas na tabela 2.1 representam valores médios recolhidos num buffer de 100 metros em torno de cada armadilha. Este valor foi selecionado tendo por base as áreas vitais médias das espécies já detetadas na EECSB (Alho et al., 1986; Pires et al., 2002; Alho, 2005; Püttker et al., 2006; Jordão et al., 2010; Owen, 2013; Ferrando et al., 2019).

Tabela 2.1 – Variáveis utilizadas para caracterizar os locais de amostragem e recolhidas remotamente, com a respetiva descrição, valores médios e variação e fonte de onde a informação foi recolhida.

Variável	Descrição	Média (Variação)	Fonte
Invasoras	Percentagem da cobertura de espécies invasoras, num buffer de 100 metros	0,02 (0-0,58)	FAPESP 2015/21259-8
Campo_Arenoso	Percentagem da cobertura de campo arenoso, num buffer de 100 metros	1,84 (0-14,65)	
Campo_Sujo	Percentagem da cobertura de campo sujo, num buffer de 100 metros	36,61 (0-100)	
Cerrado	Percentagem da cobertura de cerrado <i>sensu strito</i> , num buffer de 100 metros	4,37 (0-38,76)	
Área_Aberta	Percentagem da cobertura área aberta, nomeadamente estradas, campo limpo e áreas sem qualquer vegetação, num buffer de 100 metros	4,78 (0-29,30)	FAPESP 2018/14091-1
Cerradão	Percentagem da cobertura de cerradão, num buffer de 100 metros	0,05 (0 – 2,21)	Satellite Imagery and Archive (2020) https://www.planet.com/products/planet-imagery/
Exóticas	Percentagem da cobertura de espécies exóticas, num buffer de 100 metros	2,62 (0 – 34,58)	
NDVI_MAX	<i>Normalized difference vegetation index</i> máximo, num buffer de 100 metros (Resolução de 3m x 3m)	0,43 (0,36 – 0,50)	
NDVI_MIN	<i>Normalized difference vegetation index</i> mínimo, num buffer de 100 metros (Resolução de 3m x 3m)	0,12 (0,25e ⁻² – 0,22)	
NDVI_MEAN	<i>Normalized difference vegetation index</i> médio, num buffer de 100 metros (Resolução de 3m x 3m)	0,30 (0,27 – 0,35)	
Altitude	Altitude do local de amostragem (m)	637,8 (628,3 – 645,3)	GPS Trabalho de campo
Dist_Água	Distância mínima calculada a recursos hídricos (km)	379,4 (135,5 – 670,9)	Extraído do SIG com recurso ao QGIS (QGIS, 2019)
Temperatura_Ar	Registo climático da temperatura média do ar mensal (°C)	20,90 (16,57 – 24,18)	FAPESP 2015/21259-8
RH	Registo climático da humidade relativa média mensal (%)	82,21(68,65 – 87,43)	
Vento	Registo climático da velocidade média mensal do vento (m/s)	0,73 (0,46 – 1,03)	FAPESP 2018/14091-1
Evapotranspiração	Registo climático da evapotranspiração média mensal	2,40 (0,40 – 3,99)	
Precipitação	Registo climático da precipitação média mensal (mm)	3,69 (0,12 – 7,47)	Extraído do SIG com recurso ao QGIS (QGIS, 2019)
Dist_Estrada	Distância mínima calculada a estradas e caminhos (km), com larguras superiores a 2 metros	47,96 (17,81 – 121,3)	

Tabela 2.2 - Variáveis recolhidas em campo e utilizadas para caracterizar os eventos de amostragem, com a respetiva descrição e valores de variação

Variável	Descrição	Variação
CCQ	Tratamento experimental: campo cerrado queimado	(0-1)
CC	Tratamento experimental: campo cerrado	(0-1)
CSQ	Tratamento experimental: campo sujo queimado	(0-1)
Época	Tratamento experimental binomial: pré e pós-fogo	(0-1)
Dia	Dia sequencial de captura	(1-4)
Mês	Mês de captura	(1-12)
Sítio	Local de amostragem: (1) CC1/ACV, (2) CC1/AIQ, (3) CC2/ACV, (4) CC2/AIQ, (5) CS1/ACV, (6) CS1/AIQ, (7) CS2/ACV, (8) CS2/AIQ, (9) CS3/ACV, (10) CS3/AIQ, (11) CCQ1/ACV, (12) CCQ1/AIQ, (13) CCQ2/ACV e (14) CCQ2/AIQ	(1-14)
Armadilha	Numeração da armadilha de captura	(1-8)
Método	Metodologia de captura: (1) Sherman; (2) Tomahawk e (3) Pittfall	(1-3)
Sexo	Sexo do indivíduo capturado: (0) macho e (1) fêmea	(0-1)
Idade	Idade dos indivíduos: (0) jovem, (1) sub-adulto e (2) adulto	(0-2)
PASPP	Presença ou ausência de qualquer outra espécie, na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)
PAO.mat	Presença ou ausência de <i>O. matogrossae</i> , na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)
PAO.nig	Presença ou ausência de <i>O. nigripes</i> , na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)
PAC.ten	Presença ou ausência de <i>C. tener</i> , na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)
PAC.sco	Presença ou ausência de <i>C. scotti</i> na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)
PAN.las	Presença ou ausência de <i>N. lasiurus</i> , na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)
PAC.lat	Presença ou ausência de <i>C. laticeps</i> , na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)
PAA.mon	Presença ou ausência de <i>A. montensis</i> , na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)
PAC.cha	Presença ou ausência de <i>C. chacoensis</i> , na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)
PAG.mic	Presença ou ausência de <i>G. microtarsus</i> , na mesma linha de armadilhagem e no mesmo mês de captura	(0-1)

2.4. Análise de dados

2.4.1. Riqueza específica, diversidade e abundância

A riqueza específica (i.e. número de espécies presentes) foi calculada mensalmente para cada linha de amostragem, nos cinco locais de amostragem, antes da aplicação do fogo, e nos sete locais de amostragem após a aplicação do fogo. A abundância de cada espécie foi calculada através da equação de Abundância Relativa de Pounds (Pounds, 1981) (equação 3.1), que permite o cálculo da abundância tendo em conta número de armadilhas disponíveis para capturar um indivíduo, o número de capturas e recapturas de todas as espécies. Por esta razão, para os dados obtidos nas AIQ, retirou-se da equação a componente da fórmula que permite a correção do número de armadilhas disponíveis em função das capturas de animais de outra espécie e das recapturas (pois essas capturas não inviabilizam a captura/recapturas de outro animal pois a armadilha fica inoperacional), uma vez que este tipo de armadilhas continua ativo, mesmo após a captura de uma animal ($\sum(C-r)$). A estimativa da abundância foi calculada mensalmente com base nos dados provenientes de cada linha de amostragem.

$$A_i = \frac{N_i}{T \times R - (\sum C - r)} \times 1000$$

Equação 2.1: Equação da Abundância Relativa de Pounds (Pounds, 1981): N_i corresponde ao número de indivíduos capturados da espécie i , T é o número de armadilhas disponíveis, R o número de inspeções diárias às armadilhas durante o período de amostragem, C corresponde ao número de capturas e recapturas de outras espécies e r o número de recapturas da espécie i .

Para as análises comparativas das métricas de riqueza específica e abundância relativa, foi estimada a média mensal por local de amostragem. Após a verificação dos pressupostos (normalidade e homocedasticidade dos dados), foi aplicado o Teste Wilcoxon-Mann-Whitney (U) para dados emparelhados (Zar, 2010), de forma a comparar a média da métrica antes e depois do fogo, com recurso software R (R Core Team, 2019).

Para o cálculo da diversidade, recorreu-se ao Índice de Shannon-Wiener (Shannon, 1948) (equação 3.2). Esta métrica foi igualmente calculada mensalmente para cada linha de amostragem, para todos os locais de amostragem, antes e após a aplicação do fogo. Para a análise comparativa desta métrica recorreu-se ao teste t de Hutchenson (Hutchenson, 1970), comparando a média mensal dos locais de amostragem.

$$D = \sum_{k=1}^s p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

Equação 2.2: Índice de diversidade de Shannon-Wiener (Shannon, 1948): p_i é a proporção da espécie i na amostra, n_i corresponde ao número de indivíduos capturados da espécie i e N é o número total de capturas.

2.4.2. Determinantes da presença e abundância das espécies, riqueza específica e diversidade

A presença de cada espécie foi determinada tendo por base os dados de captura provenientes de cada unidade amostral, por armadilha, dia e mês de amostragem. A riqueza específica, diversidade e abundância foram calculadas como explicado nos pontos anteriores. As variáveis independentes escolhidas para testar a variação destas métricas foram agrupadas em hipóteses distintas (Tabelas 2.3 e 2.4; ver introdução para o racional por detrás da sua formulação), tendo por base diferentes mecanismos e processos ecológicos que influenciam os padrões ecológicos das espécies.

Tabela 2.3 – Descrição das hipóteses testadas

Hipótese	Descrição
H1	A presença/abundância de uma determinada espécie e a riqueza específica e diversidade são principalmente determinadas pelo tipo de vegetação presente (i.e. a presença/abundância de roedores será favorecida por fisionomias mais esparsas, enquanto a presença/abundância de marsupiais será favorecida por fisionomias mais densas);
H2	A presença/abundância de uma determinada espécie e a riqueza específica e diversidade são principalmente determinadas pela maior abundância de recursos (ex. água e alimento);
H3	A presença/abundância de uma determinada espécie e a riqueza específica e diversidade são principalmente determinadas pelas condições climáticas mais amenas a uma macro-escala;
H4	A ocorrência de fogo tem um efeito positivo na presença/abundância de espécies de roedores, riqueza específica e diversidade, enquanto que apresenta um efeito contrário na presença/abundância de espécies de marsupiais;
H5	A presença de uma determinada espécie é principalmente determinada pelo método de amostragem e características individuais dos indivíduos capturados;
H6	A presença de uma determinada espécie é influenciada negativamente pela co-ocorrência de outras espécies;
H7	A presença/abundância de uma determinada espécie e a riqueza específica e diversidade são determinadas pela ação conjunta de variáveis integrantes nas hipóteses anteriores.

Tabela 2.4 – Variáveis testadas como determinantes da presença e/ou abundância de pequenos mamíferos, bem como a Riqueza Específica e Diversidade, em áreas de Cerrado no Estado de São Paulo (Brasil), agrupadas pelas hipóteses formuladas previamente na Tabela 2.3 (* hipóteses não testadas nos modelos de abundância, riqueza específica e diversidade)

Hipótese	Variável	Justificação	Referência
H1 - Tipo de Vegetação	Invasoras	A estrutura e composição do habitat podem influenciar a presença e abundância de pequenos mamíferos, bem como a riqueza específica e diversidade, pois determina os recursos disponíveis.	(Alho, 2005)
	Campo_Arenoso		
	Campo_Sujo		
	Cerrado		
	Área_Aberta		
	Cerradão		
H2 - Recursos	Exóticas	O NDVI é uma métrica usada para estimar a produtividade e a atividade fotossintética de uma área, que determinam os recursos disponíveis.	(Wang et al., 2004)
	NDVI_MAX		
	NDVI_MIN		
	NDVI_MEAN	As comunidades biológicas tendem a variar de acordo com diversos gradientes ambientais, tais como a altura, devido a diversos fatores que com ela variam, como o clima e a heterogeneidade de habitat.	(Caceres et al., 2011)
	Altitude		
H3 - Clima	Dist_Água	Os recursos hídricos são um fator que determina a distribuição de pequenos mamíferos, tal como a dos seus predadores.	(Arruda Bueno & Motta-Junior, 2015) (Vynne et al., 2011)
	Temperatura_Ar	As características climáticas têm um papel fundamental na variação da distribuição das espécies, uma vez que influenciam diversas características e padrões eco fisiológicos das populações, como o torpor e hibernação, bem como parâmetros comportamentais e reprodutivos.	(De Marco et al., 2020) (Owen, 2013)
	RH		
	Vento		
	Evapotranspiração		
	Precipitação		
H4 - Fogo	Dist_Estrada	As métricas biológicas são influenciadas positivamente pela proximidade a áreas não ardidas, pois são fontes de refúgio e alimento para pequenos mamíferos e aumentam a heterogeneidade do habitat.	(McCleery et al., 2018)
	Mês	O fogo é uma perturbação que altera a composição e estrutura das comunidades de pequenos mamíferos, e em muitos casos, estas alterações apresentam padrões associados às variações que ocorrem na flora.	(Henriques et al., 2006)
	Época		
	CCQ		
	CC		
	CSQ		

Tabela 2.4 (continuação) – Variáveis testadas como determinantes da presença e/ou abundância de pequenos mamíferos, bem como a Riqueza Específica e Diversidade, em áreas de Cerrado no Estado de São Paulo (Brasil), agrupadas pelas hipóteses formuladas previamente na Tabela 2.3 (* hipóteses não testadas nos modelos de abundância, riqueza específica e diversidade)

Hipótese	Variável	Justificação	Referência
H5 – Métodos de amostragem e características individuais*	Época	A metodologia pode ser um fator que, aparentemente, influencia a capturabilidade e, consequentemente, as métricas que dela dependem, como a abundância, riqueza específica e diversidade. Esta variação torna-se um artefacto, dado que não é uma variação real, mas uma variação que depende da técnica de captura usada.	(Jones et al., 1996)
	Dia		
	Mês		
	Sítio		
	Armadilha		
	Método	O sexo e a idade são parâmetros que afetam a capturabilidade de pequenos mamíferos, uma vez que influenciam a atividade diária dos indivíduos.	(Carothers, 1979)
	Sexo		
	Idade		
H6 – Co-ocorrência*	PASPP	A distribuição de pequenos mamíferos tem sido interpretada como resultado de relações de competição e coexistência entre espécies	(Vieira, 2003) (Grant, 1972)
	PAO.mat		
	PAO.nig		
	PAC.ten		
	PAC.sco		
	PAN.las		
	PAC.lat		
	PAA.mon		
	PAC.cha		
	PAG.mic		
H7 - Misto	-	-	-

As variáveis anteriormente descritas foram submetidas a um teste de multicolinearidade, por hipótese. Para tal foram estimados os Fatores de Inflação da Variância (Variance Inflation Factor, VIF; Zuur et al., 2009) para cada variável, por hipótese. Foram selecionadas as variáveis cujos valores de VIF fossem inferiores a 5, de forma a impedir a existência de variáveis redundantes nos modelos a testar (Fox & Monette, 1992). Após a exclusão da variável com o maior valor de VIF (e superior a 5) era de novo recalculado o VIF e processo era repetido até que o valor estimado de VIF não ultrapassava 5 para nenhuma das variáveis. Os VIF foram estimados com recurso à função “corvif”, fonte “HighstatLibV10.R” (Zuur et al., 2009), no software R (R Core Team, 2019). Após a seleção das variáveis não colineares foram criados Modelos Lineares Generalizados Mistos (Zuur et al., 2009), utilizando como fator aleatório a identificação da armadilha, para os modelos de presença, e a identificação da linha de amostragem, para os modelos de abundância, riqueza específica e diversidade. Nos modelos de presença, foram utilizadas a distribuição binomial e a função de ligação “logit”, enquanto que nos modelos de riqueza específica usou-se uma distribuição de Poisson, com a função de ligação “log” e nos restantes modelos foi usada uma distribuição gaussiana com função de ligação “identity”. Para cada hipótese foram executadas todas as combinações de variáveis por hipótese, com recurso à função “dredge” do pacote MuMIn (Barton, 2019) do software R (R Core Team, 2019). Todos os modelos representantes de todas as combinações de variáveis por hipótese, foram ordenados através dos valores de AICc (Akaike Information Criterion, corrigido para amostras pequenas; Burnham & Anderson, 2002), e selecionados os modelos cujos valores de ΔAIC (i.e. diferença entre o menor valor de AICc e o AICc de cada modelo) fossem iguais ou inferiores a 2 (Burnham & Anderson, 2002). Caso fosse selecionado mais do que um modelo nesta fase, foi calculado o modelo médio através do cálculo

da média total dos coeficientes e os respetivos intervalos de confiança, tendo por base o peso de Akaike (w, que mede a probabilidade de um modelo ser o melhor modelo em explicar a variabilidade dos dados; Burnham & Anderson 2002). Para o modelo misto (Hipótese 7) foram selecionadas todas as variáveis das hipóteses anteriores cujos valores dos intervalos de confiança a 95% dos coeficientes não incluíssem o valor 0, indicativo de que as variáveis são informativas (Arnold, 2010). Após essa seleção foi realizado o mesmo processo de seleção dos modelos, descrito anteriormente. Após as análises efetuadas para cada hipótese, de cada métrica, foram novamente selecionados os melhores modelos de entre todas as hipóteses, por métrica, usando o critério anteriormente descrito: valores de ΔAIC que fossem iguais ou inferiores a 2 significavam que os modelos seriam os melhores e, por isso, a hipótese a que pertenciam aquela com maior suporte como justificação para os padrões detetados. Todas as análises foram efetuadas com recurso aos pacotes “lme4” (Bates et al., 2015), “lmerTest” (Kuznetsova et al., 2017), “MuMIn” (Barton, 2019), “base” (R Core Team, 2019) e “stats” (R Core Team, 2019), no software R (R Core Team, 2019).

3. Resultados

De acordo com a Lista Vermelha da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), todas as espécies capturadas na área de estudo (Tabela 3.1) apresentam um estatuto de ameaça de “Pouco Preocupante” (LC – *Least-concern*). No caso do género *Rhipidomys* (para cujos indivíduos não foi possível determinar a espécie), todas as espécies apresentam o mesmo estatuto ou o estatuto de “Dados insuficientes” (DD – *Data deficient*) (IUCN Red List, 2020).

Tabela 3.1 - Número de indivíduos capturados, por espécie e por local de amostragem. A cinza estão representados locais onde não foram recolhidos dados antes de implementação do fogo e a negrito estão representados os locais que não arderam (Pré – Amostragem pré fogo; Pós – Amostragem Pós fogo; CCc - Campo Cerrado controlo; CCQ - Campo Cerrado queimado; CS - Campo Sujo; T: Total)

	Época	CCc1	CCc2	CCQ1	CCQ2	CS1	CS2	CS3	T
Roedores	<i>Oligoryzomys</i>	Pré	22	14		8	13	5	62
	<i>mattogrossae</i>	Pós	26	16	11	43	5	12	121
	<i>Oligoryzomys</i>	Pré	1	5		4	1	1	12
	<i>nigripes</i>	Pós	11	25	2	18	2	4	66
	<i>Calomys</i>	Pré	6	8		16	34	32	96
	<i>tener</i>	Pós	4	2	16	18	29	54	219
	<i>Cerradomys</i>	Pré	30	32		1	9	7	79
	<i>scotti</i>	Pós	37	25	16	43	28	45	231
	<i>Necomys</i>	Pré	1	0		0	1	1	3
	<i>lasiurus</i>	Pós	0	0	5	14	1	9	36
	<i>Clyomys</i>	Pré	0	0		10	2	2	14
	<i>laticeps</i>	Pós	0	0	1	0	3	4	10
	<i>Akodon</i>	Pré	0	0		0	0	0	0
	<i>montensis</i>	Pós	1	20	0	17	0	0	38
	<i>Rhipidomys</i>	Pré	0	0		0	0	0	0
	sp.	Pós	0	1	0	0	0	0	1
Marsupiais	<i>Cryptonanus</i>	Pré	1	3		2	7	3	16
	<i>chacoensis</i>	Pós	4	2	0	0	0	0	6
	<i>Monodelphis</i>	Pré	0	1		0	0	0	1
	<i>kunsi</i>	Pós	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Didelphis</i>	Pré	0	1		0	0	0	1
	<i>albiventris</i>	Pós	0	1	1	0	0	0	2
	<i>Gracilinanus</i>	Pré	0	0		1	2	0	3
	<i>microtarsus</i>	Pós	0	0	0	0	0	0	0
									1017

As espécies listadas na tabela 3.1 têm distribuições vastas, principalmente pelas regiões centro e sudeste do país (Bonvicino & Oliveira, 2006; Bonvicino et al., 2008; Weksler et al., 2017), coincidentes com a distribuição do ecossistema de Cerrado. As espécies de roedores, como *Calomys tener*, *Cerradomys scotti* e *Necomys lasiurus* são espécies associadas a fisionomias menos densas, com hábitos generalistas, havendo uma alternância entre elas, associada à estrutura e composição do habitat e à disponibilidade de recursos: *C. tener* é uma espécie comum nos primeiros estádios da sucessão da vegetação, seguido por *N. lasiurus* nos estádios mais intermédios, enquanto *C.scotti* é uma espécie generalista e associada a estádios mais posteriores (Camargo et al., 2018). Em contrapartida, as espécies de marsupiais estão associadas a estádios mais avançados da sucessão, devido aos seus hábitos arborícolas. (Briani et al., 2004). Neste estudo foram capturados 1017 indivíduos de doze espécies, durante as duas fases de amostragem - oito espécies de roedores e quatro espécies de marsupiais - com 287 capturas antes da implementação do fogo e 730 após a implementação do fogo (Tabela 3.1, Anexo 2). A eficiência da armadilhagem (percentagem do número de capturas efetivas total, sobre o número de noites de amostragem, excetuando capturas ocasionais não desejadas) foi de 6,9% e 9,6% para campo cerrado (controlo), nas duas fases da amostragem, respetivamente, de 7,1% e 15,2% para campo sujo, antes e depois da implementação do fogo, respetivamente e de 11,9% para campo cerrado queimado (Anexo 3).

3.1. Análise comparativa da riqueza específica e diversidade e abundância relativa das espécies, antes e após os eventos de fogo controlado

Relativamente à análise comparativa da abundância, antes e depois da implementação do fogo, nenhum dos parâmetros apresentou normalidade e homocedasticidade dos dados ($p < 0,05$). Foi possível observar um padrão de variação, quer riqueza específica quer a diversidade, com um aumento de ambas as métricas após o fogo (Tabela 3.2, Anexo 2). Este padrão pode ser detetado para as áreas de amostragem de fisionomias mais esparsas, nomeadamente o campo sujo (e.g. CS1 e CS3) e para a diversidade de uma das áreas de amostragem de campo cerrado (e.g. CCQ2). Foi possível também observar o mesmo padrão na diversidade, numa área não sujeita a esta perturbação (e.g. CCc1), sem que o mesmo se detetasse na riqueza específica.

Tabela 3.2 – Comparação da Riqueza Específica e Diversidade, antes e após os eventos de fogo controlado, nos vários locais de amostragem (t – teste t de Hutchenson; U – teste de Wilcoxon-Mann-Witney; p-value – valor de significância do teste; Δ - diferença média da métrica antes e após o fogo; CCc - Campo Cerrado controlo; CCQ - Campo Cerrado queimado; CS - Campo Sujo; a negrito estão assinalados os testes significativos, i.e. $p < 0,05$; a cinza estão assinalado os valores que não foram calculados, devido à inexistência de significância)

	Riqueza Específica			Diversidade		
	U	p-value	Δ	t	p-value	Δ
CCc1	55,5	0,057		21,9	<0,001	-1,409
CCc2	35,0	0,150		0,0	1	
CCQ1	25,5	0,877		1,6	0,110	
CCQ2	78,0	0,002	-4,690	0,0	1	
CS1	51,5	0,014	-3,218	3,7	<0,001	-2,209
CS2	53,0	0,078		0,0	1	
CS3	72,0	0,010	-3,817	5,5	<0,001	-2,502

Relativamente à abundância relativa, um padrão semelhante foi detetado, ou seja, a maioria das variações significativas detetadas apontam para um aumento da abundância após a fogo. No entanto, não é possível confirmar esse padrão para todas as espécies capturadas (Tabela 3.3). Para *O. matogrossae* foi possível observar essa variação em fisionomias de campo cerrado (e.g. CCQ1 e CCQ2), tal como para *A. montensis* (e.g. CCQ2). Este padrão de diferenças entre as duas fases de

amostragem foi igualmente patente para *C. tener* e *C. scotti*, mas desta vez apenas em áreas com fisionomias de campo sujo (CS3 para a *C. tener* e CS1 e CS2, para *C. scotti*). Nenhum dos locais de controlo apresentou diferenças significativas desta métrica.

Tabela 3.3 - Comparação da Abundância Relativa, antes e após os eventos de fogo controlado, nos vários locais de amostragem (U – teste de Wilcoxon-Mann-Witney; p-value – valor de significância do teste; Δ - diferença média da métrica antes e após o fogo; CCc - Campo Cerrado controlo; CCQ - Campo Cerrado queimado; CS - Campo Sujo; a negrito estão assinalados os testes significativos, i.e. $p < 0,05$; a cinza estão assinalado os valores que não foram calculados, devido à inexistência de significância)

	Teste	CCc1	CCc2	CCQ1	CCQ2	CS1	CS2	CS3
<i>O. mattogrossae</i>	U	35	38	4,5	42,5	2,5	7,5	22
	p-value	0,893	0,688	0,036	0,020	0,203	0,598	0,618
	Δ			-2,378	-2,885			
<i>O. nigripes</i>	U	38	45	1	50	5	8	3
	p-value	0,070	0,083	1	0,135	0,572	0,345	0,371
	Δ							
<i>C. tener</i>	U	9	1,5	30,5	31,5	44	53	72
	p-value	0,430	0,136	0,359	0,313	0,102	0,082	0,011
	Δ							-2,862
<i>C. scotti</i>	U	49	23	18	54	66	51	26
	p-value	0,456	0,684	0,359	0,068	0,004	0,019	0,052
	Δ					-5,337	-3,258	
<i>N. lasiurus</i>	U	0	0	6	15	1	13	5
	p-value	1	NA	0,181	0,059	1	0,170	0,423
	Δ							
<i>C. laticeps</i>	U	0	0	1	0	5	13,5	6
	p-value	NA	NA	1	NA	0,148	0,598	0,850
	Δ							
<i>A. montensis</i>	U	1	15	0	45	0	0	0
	p-value	1	0,059	NA	0,009	NA	NA	NA
	Δ				-3,988			
<i>C. chacoensis</i>	U	12	5	0	0	0	0	0
	p-value	0,233	0,572	1	0,174	0,346	0,053	0,149
	Δ							
<i>G. microtarsus</i>	U	0	0	0	0	0	0	0
	p-value	Na	Na	Na	Na	1	1	Na
	Δ							
<i>M. kunsii</i>	U	0	0	0	0	0	0	0
	p-value	NA	1	NA	1	NA	NA	NA
	Δ							
<i>D. albiventris</i>	U	0	1	1	0	0	0	0
	p-value	NA	1	1	1	NA	NA	NA
	Δ							
<i>Rhipidomys sp.</i>	U	0	1	0	0	0	0	0
	p-value	NA	1	NA	NA	NA	NA	NA
	Δ							

3.2. Determinantes da abundância relativa e presença das espécies, riqueza específica e diversidade

Relativamente à análise dos determinantes da abundância relativa e presença das espécies detetadas, bem como da riqueza específica e diversidade na área de estudo, e tendo por base os Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM), é possível observar que alguns padrões gerais parecem emergir. A abundância relativa das espécies, a riqueza específica e a diversidade parecem ser principalmente influenciadas por variáveis associadas a condições climáticas (H3) e à ocorrência do fogo (H4) (Figura 3.1; Tabela 3.4). No entanto, para algumas das espécies, como *O. nigripes* e *A. montensis*, também foi possível detetar a influência de variáveis associadas aos recursos disponíveis (H2), e para *C. laticeps* e *G. microtarsus* a outras associadas ao tipo de vegetação (H1). Enquanto para algumas espécies várias hipóteses parecem ser igualmente plausíveis para justificar a variação da abundância relativa (e.g. *C. laticeps*, H1 – Tipo de Vegetação e H4 – Fogo), para outras apenas uma hipótese tem mais suporte (*O. matogrossae*, H3 - Clima). Mesmo dentro de uma mesma hipótese o número de modelos considerados como melhores modelos também foi muito variável, variando desde nove para *O. matogrossae* (H3 - Clima) até um para *C. tener* (H7 - misto). A riqueza específica e diversidade replicam estes padrões com os dados da primeira a suportarem apenas uma hipótese (H7 – misto), com um único melhor modelo, e os da segunda a suportarem três hipóteses e vários modelos (H2 – Recursos, H3 - Clima; H4 – Fogo). Para algumas espécies, o modelo nulo está incluído entre os melhores modelos (e.g. *G. microtarsus*, *M. kunsii*, *D. albiventris* e *Rhipidomys* sp.; Tabela 3.4), muito provavelmente devido ao número insuficiente de capturas realizadas durante o período de estudo, o que indicia que outras variáveis não testadas poderão ser mais influentes na determinação da abundância desses mamíferos.



Figura 3.1 - Padrão geral da representatividade das variáveis independentes (frequência numérica) em todos os modelos selecionados como melhores modelos nas análises dos determinantes da variação abundância relativa, riqueza específica e diversidade. As variáveis estão agrupadas em função da hipótese que codificam (H1 – Tipo de Vegetação; H2 – Recursos; H3 – Clima; H4 – Fogo), excetuando os modelos cujas variáveis não foram detetadas nos melhores modelos.

Tabela 3.4 – Melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação de abundância relativa de cada espécie, riqueza específica e diversidade, estimadas para cada linha de amostragem (H – Hipótese; df – graus de liberdade; LogLik – logaritmo da semelhança máxima; AICc - Akaike Information Criterion; ΔAIC_h – variação do AIC de entre todos os modelos dentro de cada hipótese; weight – peso estatístico; ΔAIC_g – variação do AIC de entre todos os modelos de todas as hipóteses; NULL – modelo nulo)

Espécie	H	Modelos	df	LogLik	AICc	ΔAIC_h	weight	ΔAIC_g
<i>O. mattogrossae</i>	H3	Precipitação + RH + Temperatura_Ar	6	-2271,018	4554,200	0,000	0,093	0,000
		Temperatura_Ar + Vento	5	-2272,203	4554,500	0,330	0,079	0,300
		Precipitação + RH + Temperatura_Ar + Vento	7	-2270,181	4554,600	0,370	0,077	0,400
		Evapotranspiração + Precipitação + RH + Temperatura_Ar + Vento	8	-2269,198	4554,700	0,470	0,074	0,500
		Evapotranspiração + Precipitação + RH + Temperatura_Ar	7	-2270,240	4554,700	0,490	0,073	0,500
		Precipitação + Temperatura_Ar + Vento	6	-2271,352	4554,900	0,670	0,067	0,700
		Evapotranspiração + Temperatura_Ar + Vento	6	-2271,691	4555,500	1,350	0,048	1,300
		RH + Temperatura_Ar + Vento	6	-2271,732	4555,600	1,430	0,046	1,400
		Evapotranspiração + Precipitação + Temperatura_Ar + Vento	7	-2270,817	4555,800	1,650	0,041	1,600
		Área_Aberta + Cerradão + CSQ + Época + Evapotranspiração	8	-1945,907	3908,100	0,000	0,257	0,000
<i>O. nigripes</i>	H7	Área_Aberta + Cerradão + CSQ + Época + Evapotranspiração + NDVI_MAX	9	-1945,178	3908,700	0,610	0,190	0,600
		Área_Aberta + Cerradão + CSQ + Época	7	-1947,416	3909,000	0,960	0,159	0,900
		Área_Aberta + Cerradão + CSQ + Época + NDVI_MAX	8	-1946,689	3909,600	1,560	0,118	1,500
		CSQ + Dist_Água + Mês + Temperatura_Ar	7	-2393,353	4800,900	0,000	0,739	0,000
<i>C. tener</i>	H7	Cerrado + CSQ + RH + Temperatura_Ar	7	-2417,550	4849,300	0,000	0,526	0,000
<i>C. scotti</i>	H7	Cerrado + CSQ + Mês + RH + Temperatura_Ar	8	-2416,977	4850,200	0,910	0,334	0,900
<i>N. lasiurus</i>	H7	CCQ + CSQ + Temperatura_Ar	6	-1817,667	3647,500	0,000	0,782	0,000

Tabela 3.4 (continuação) – Melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação de abundância relativa de cada espécie, riqueza específica e diversidade, estimadas para cada linha de amostragem (H – Hipótese; df – graus de liberdade; LogLik – logaritmo da semelhança máxima; AICc – Akaike Information Criterion; ΔAIC_h – variação do AIC de entre todos os modelos dentro de cada hipótese; weight – peso estatístico; ΔAIC_g – variação do AIC de entre todos os modelos de todas as hipóteses; NULL – modelo nulo)

Espécie	H	Modelos	df	LogLik	AICc	ΔAIC_h	weight	ΔAIC_g
<i>C. laticeps</i>	H1	Campo_Arenoso + Invasoras	5	-1581,014	3172,100	0,000	0,238	0,000
		Invasoras	4	-1582,066	3172,200	0,070	0,230	0,100
		Cerradão + Invasoras	5	-1581,549	3173,200	1,070	0,140	1,100
	H4	Campo_Arenoso + Cerradão + Invasoras	6	-1580,608	3173,400	1,230	0,129	1,300
		CC + CCQ	5	-1581,112	3172,300	0,000	0,244	0,200
		CC + CCQ + CSQ	6	-1580,346	3172,800	0,510	0,189	0,700
<i>A. montensis</i>	H7	CC + CCQ + Época	6	-1580,869	3173,900	1,560	0,112	1,800
		Área_Aberta + CSQ + Época + Temperatura_Ar	7	-1821,945	3658,100	0,000	0,179	0,000
		Área_Aberta + CSQ + Época + Evapotranspiração + Temperatura_Ar	8	-1821,235	3658,700	0,640	0,131	0,600
		CSQ + Época + NDVI_MAX + Temperatura_Ar	7	-1822,317	3658,800	0,740	0,124	0,700
		Área_Aberta + CSQ + Época + NDVI_MAX + Temperatura_Ar	8	-1821,388	3659,000	0,940	0,112	0,900
		CSQ + Época + Evapotranspiração + NDVI_MAX + Temperatura_Ar	8	-1821,606	3659,500	1,380	0,090	1,400
<i>C. chacoensis</i>	H4	Área_Aberta + CSQ + Época + Evapotranspiração + NDVI_MAX + Temperatura_Ar	9	-1820,677	3659,700	1,590	0,081	1,600
		CCQ + CSQ	5	-1468,541	2947,200	0,000	0,313	0,000
	H7	CC + CCQ + CSQ	6	-1467,865	2947,900	0,690	0,222	0,700
<i>G. microtarsus</i>	H1	CCQ + CSQ	5	-1468,541	2947,200	0,000	0,846	0,000
		NULL	3	-887,138	1780,300	0,000	0,311	0,000
		Campo_Arenoso	4	-886,412	1780,900	0,580	0,233	0,600
	H4	Campo_Arenoso + Invasoras	5	-885,571	1781,200	0,930	0,196	0,900
		Invasoras	4	-887,058	1782,200	1,870	0,122	1,900
		NULL	3	-887,138	1780,300	0,000	0,328	0,000
	H3	Época	4	-886,459	1781,000	0,670	0,235	0,700
		NULL	3	-887,138	1780,300	0,000	0,463	0,000
		NULL	3	-887,138	1780,300	0,000	0,545	0,000
	H7	NULL	3	-887,138	1780,300	0,000	1,000	0,000

Tabela 3.4 (continuação) – Melhores modelos ($\Delta AIC < 2$) produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação de abundância relativa de cada espécie, riqueza específica e diversidade, estimadas para cada linha de amostragem (H – Hipótese; df – graus de liberdade; LogLik – logaritmo da semelhança máxima; AICc – Akaike Information Criterion; ΔAIC_h – variação do AIC de entre todos os modelos dentro de cada hipótese; weight – peso estatístico; ΔAIC_g – variação do AIC de entre todos os modelos de todas as hipóteses; NULL – modelo nulo)

Espécie	H	Modelos	df	LogLik	AICc	ΔAIC_h	weight	ΔAIC_g
<i>M. kunsii</i>	H1	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	0,743	0,000
	H4	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	0,678	0,000
	H3	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	0,748	0,000
	H2	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	0,801	0,000
	H7	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	1,000	0,000
<i>D. albiventris</i>	H1	NULL	3	-896,638	1799,300	0,000	0,561	0,000
		Invasoras	4	-896,542	1801,200	1,840	0,224	1,900
	H4	NULL	3	-896,638	1799,300	0,000	0,550	0,000
	H3	NULL	3	-896,638	1799,300	0,000	0,788	0,000
	H2	NULL	3	-896,638	1799,300	0,000	0,607	0,000
	H7	NULL	3	-896,638	1799,300	0,000	1,000	0,000
<i>Rhipidomys</i> sp.	H1	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	0,705	0,000
	H4	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	0,689	0,000
	H3	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	0,782	0,000
	H2	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	0,660	0,000
	H7	NULL	3	-572,288	1150,600	0,000	1,000	0,000
Riqueza	H7	Época + Evapotranspiração + Temperatura	6	-724,098	1460,300	0,000	0,931	0,000
Diversidade	H4	Época	4	-167,565	343,200	0,000	0,720	1,300
	H3	Vento	4	-166,934	341,900	0,000	0,379	0,000
		Evapotranspiração + Temperatura_Ar	5	-166,055	342,200	0,280	0,330	0,300
	H2	Época	4	-167,565	343,200	0,000	0,958	1,300

Os resultados das estimativas dos melhores modelos produzidos para cada espécie estão sumarizados no Anexo 4. De todas as variáveis independentes incluídas no melhor modelo produzido para *O. matogrossae*, apenas para uma é possível identificar o seu real efeito sobre a abundância relativa desta espécie (i.e. com um intervalo de confiança a 95% do coeficiente da variável a não incluir o 0, ou seja, é possível ter a certeza da direção da influência da variável) (Figura 3.2): a abundância é afetada negativamente pelo aumento da temperatura do ar. Para *O. nigripes*, foi possível determinar três variáveis independentes cuja influência é possível aferir com exatidão (Figura 3.3A): a época de amostragem, com um coeficiente positivo (i.e. a métrica aumenta após o fogo), e a fisionomia de cerrado e a ocorrência de fogo em campo sujo, com um efeito negativo. Todas as variáveis independentes incluídas no melhor modelo produzido para *C. tener* apresentaram uma influência clara (Figura 3.3B), com um efeito positivo na abundância da ocorrência de fogo em campo sujo, da distância a recursos hídricos e do mês de amostragem, e negativo da temperatura do ar. Para *C. scotti*, foi possível determinar quatro variáveis independentes com uma influência positiva na abundância (Figura 3.3C): a ocorrência de fogo em campo sujo, maior humidade relativa e a fisionomia de cerrado. A temperatura do ar parece ter um efeito negativo para esta espécie. Os melhores modelos criados para *A. montensis* incluíram três variáveis influentes (Figura 3.3D), evidenciando que a abundância relativa varia positivamente com a época de amostragem (i.e. a métrica aumenta após o fogo), e negativamente com o aumento da evapotranspiração e a ocorrência de fogo em campo sujo. Dos dois melhores modelos produzidos para *C. laticeps* (Figura 3.4A e 3.4B), apenas em um deles foi possível detetar variáveis

independentes cujo efeito fosse evidente sobre a abundância relativa desta espécie: a abundância é afetada negativamente pela ausência de perturbação em campo cerrado. Já para *N. lasiurus*, todas as variáveis independentes incluídas no melhor modelo produzido apresentaram uma influência clara (Figura 3.4C), com um efeito positivo da ocorrência de fogo em campo cerrado e em campo sujo, e negativo do aumento temperatura do ar. Finalmente, os modelos produzidos para *C. chacoensis* identificaram duas variáveis importantes num dos melhores modelos produzidos (H4 – fogo), revelando que a abundância relativa varia negativamente com a ocorrência de fogo em campo sujo e campo cerrado (Figura 3.5A). Foi possível observar um padrão idêntico no restante modelo (H7 – misto; Figura 3.5B). Os melhores modelos produzidos para *D. albiventris* (Figura 3.4D) e *G. microtarsus* (Figura 3.5C e 3.5D) não apresentaram variáveis independentes cujo efeito fosse determinante e cuja influência positiva ou negativa fosse clara. Relativamente à riqueza específica, a métrica variou positivamente com a época de amostragem (i.e. a métrica aumenta após o fogo) e evapotranspiração, e negativamente com a temperatura do ar (Figura 3.6A). A diversidade demonstrou uma variação positiva com a época de amostragem (i.e. a métrica aumenta após o fogo), em dois dos três melhores modelos produzidos (Figura 3.6B e 3.6D).

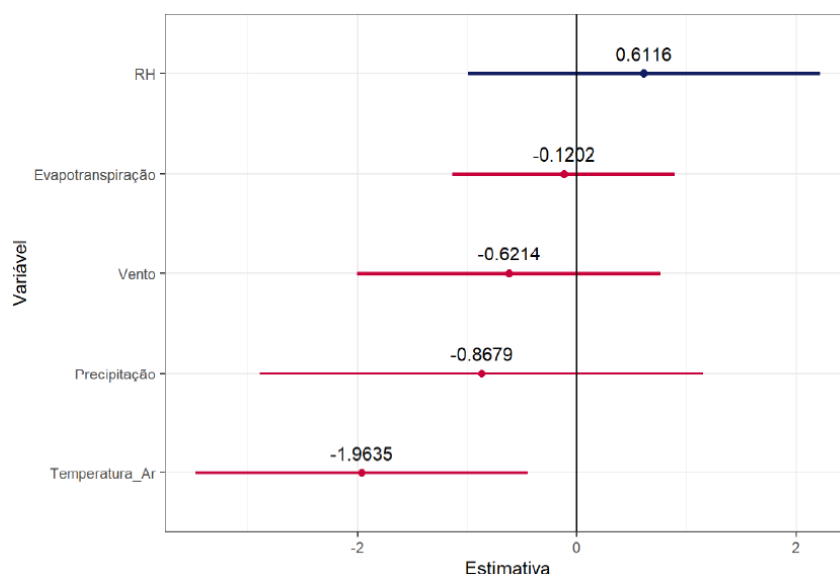


Figura 3.2 – Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos (H3 – Clima) para explicar a variabilidade da abundância relativa de *O. matogrossae* (vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)

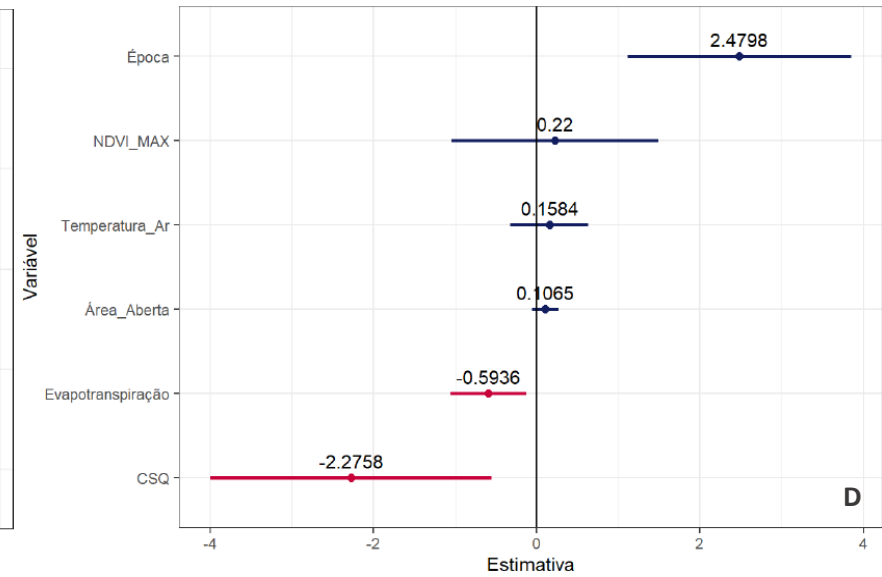
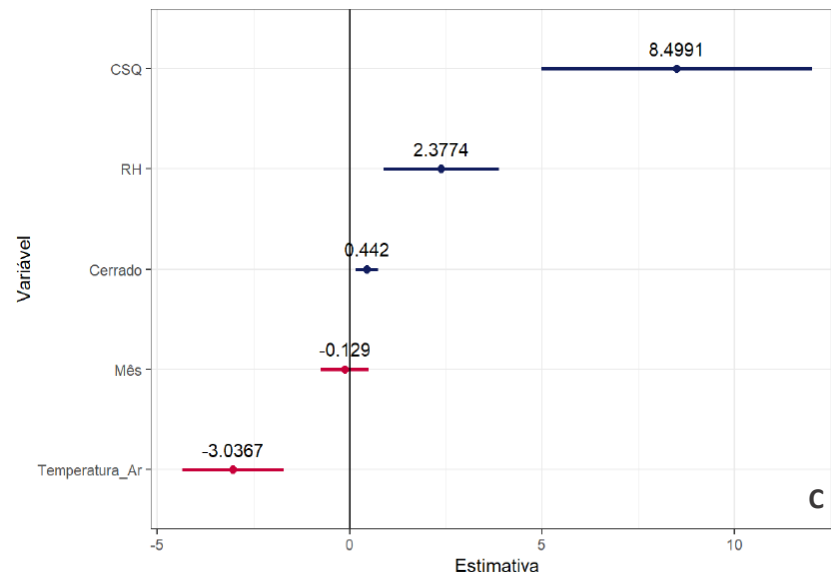
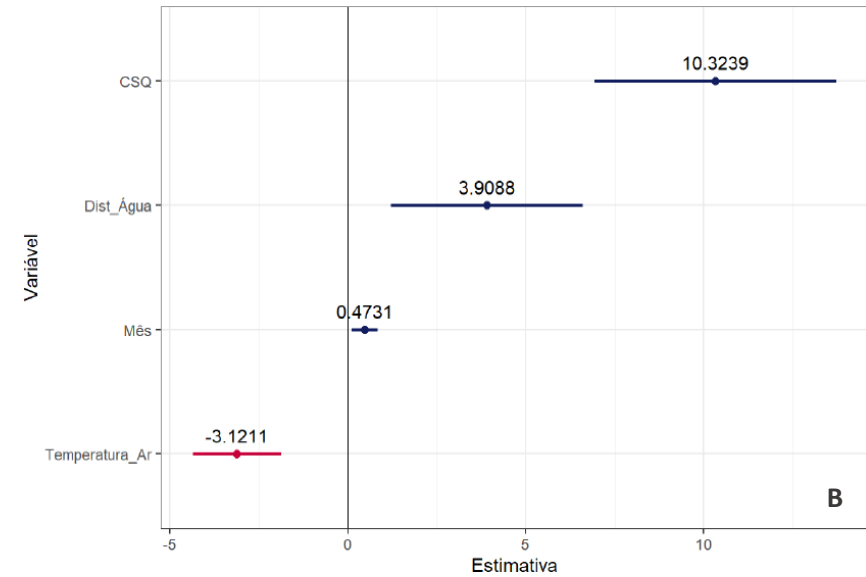
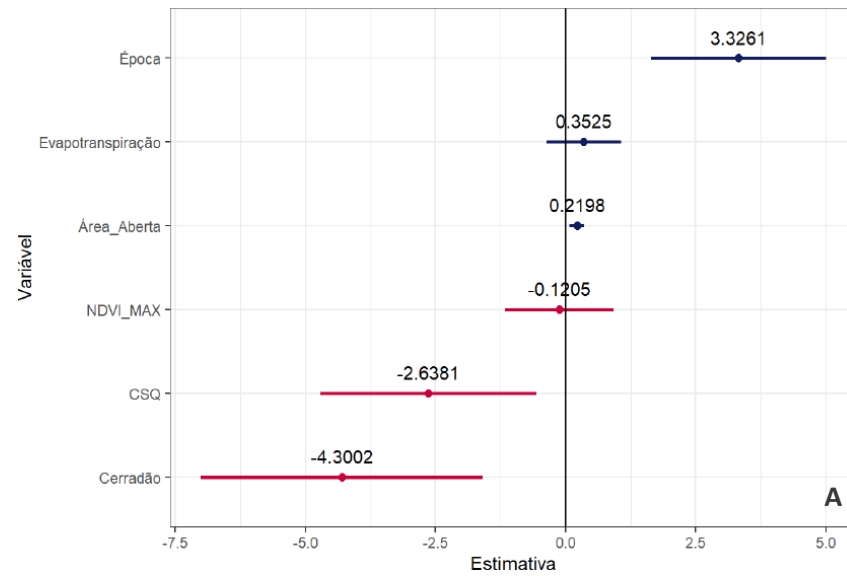


Figura 3.3 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos para explicar a variabilidade da abundância relativa de cada espécie (A – *O. nigripes*, H7 – Misto; B – *C. tener*, H7- Misto; C – *C. scotti*, H7 – Misto; D – *A. montensis*, H7 – Misto; vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)

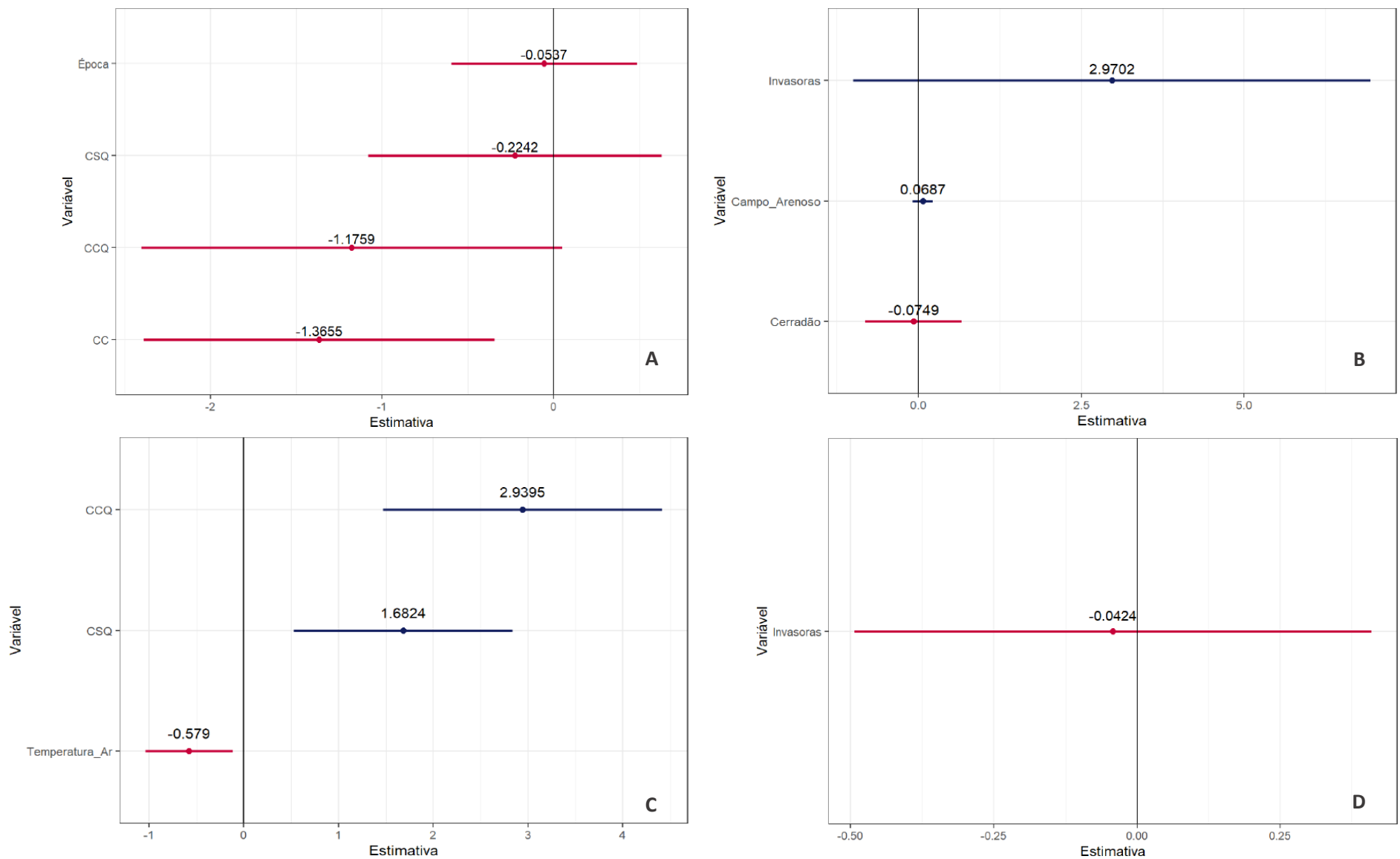


Figura 3.4 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos para explicar a variabilidade da abundância relativa de cada espécie (A – *C. laticeps*, H4 – Fogo; B – *C. laticeps*, H1- Tipo de Vegetação; C – *N. lasiurus*, H7 – Misto; D – *D. albiventris*, H1 – Tipo de Vegetação; vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)

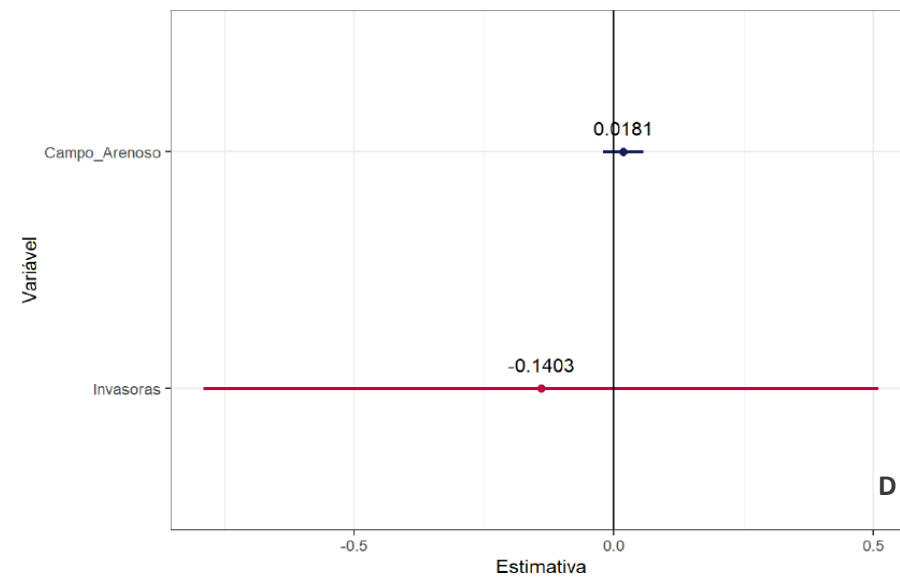
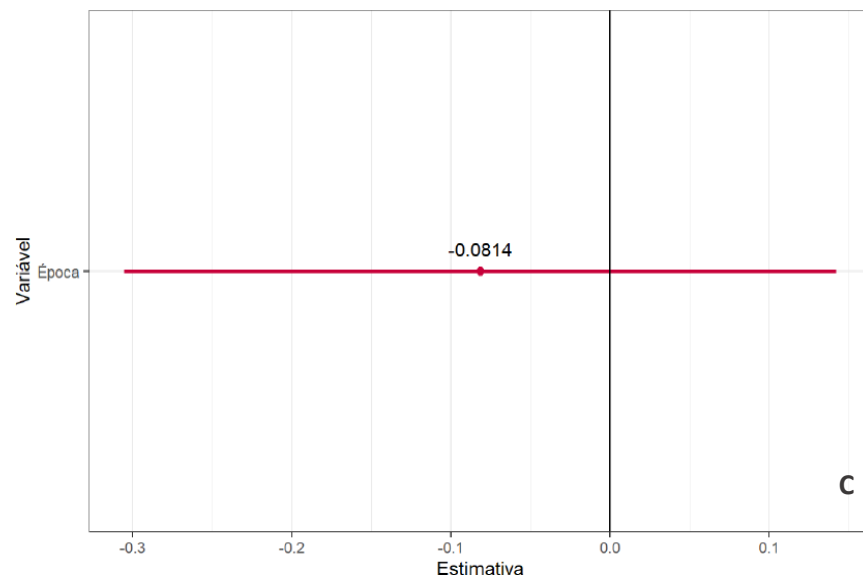
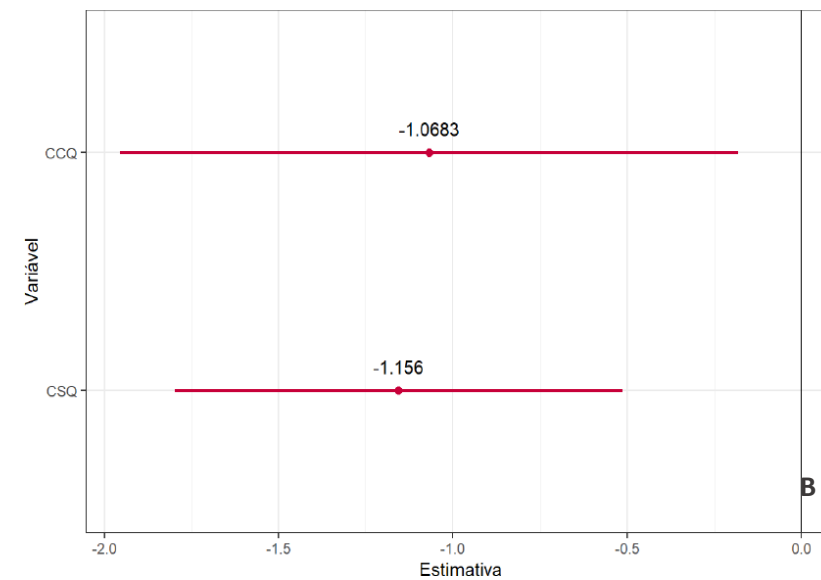
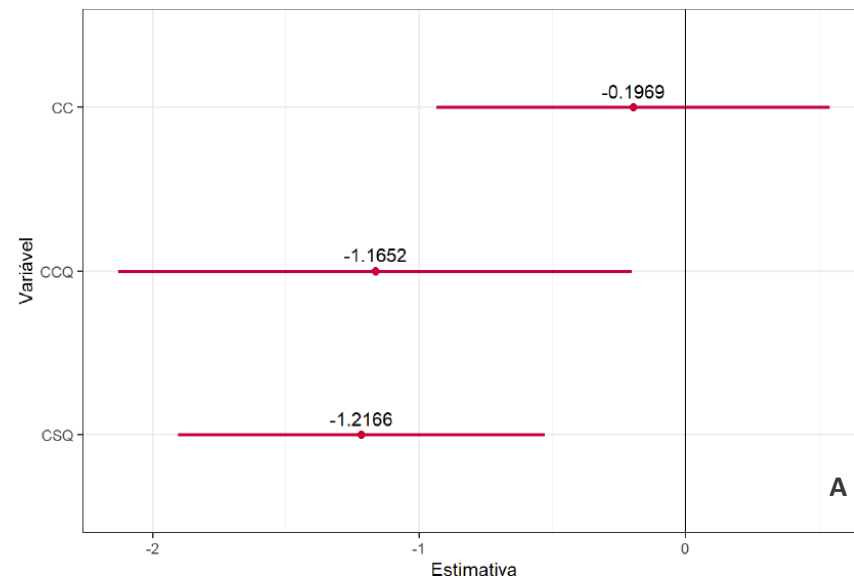


Figura 3.5 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos para explicar a variabilidade da abundância relativa de cada espécie (A – *C. chacoensis*, H4 – Fogo; B – *C. chacoensis*, H7 - Misto; C – *G. microtarsus*, H4 – Fogo; D – *G. microtarsus*, H1 – Tipo de Vegetação; vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)

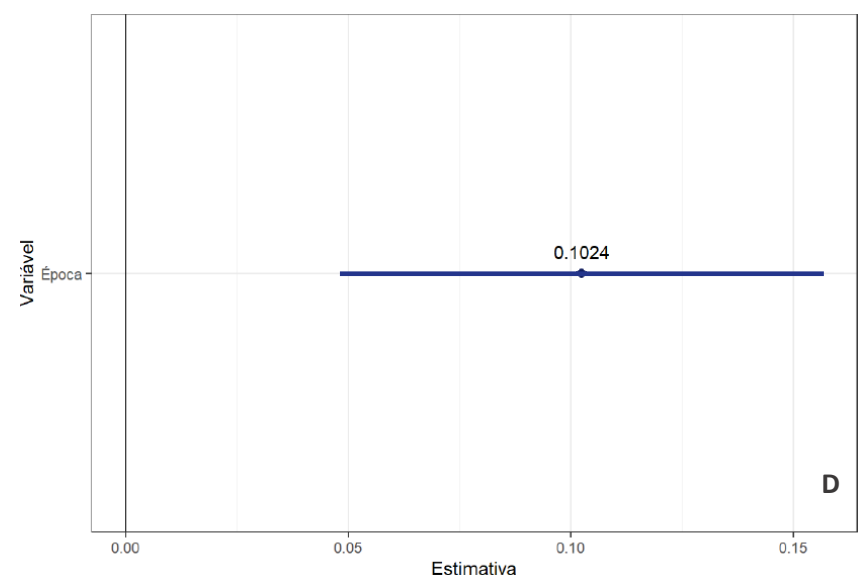
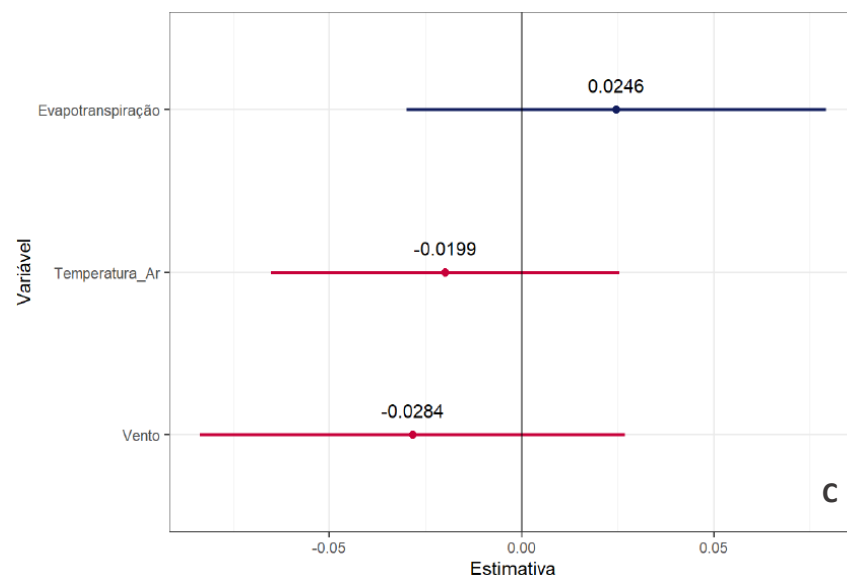
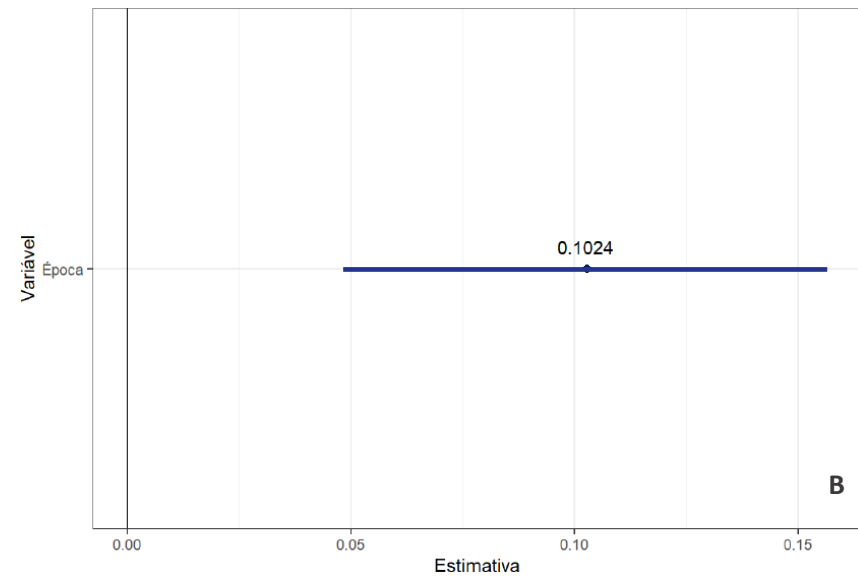
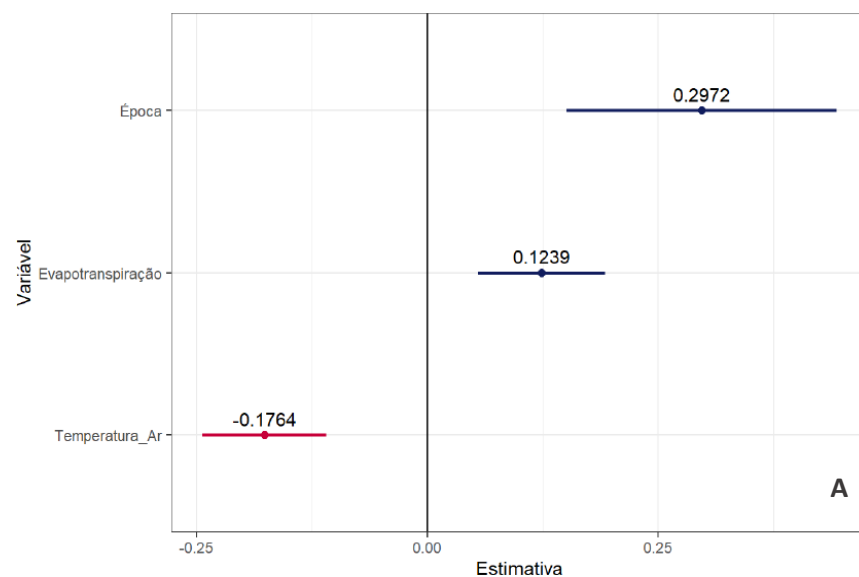


Figura 3.6 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos para explicar a variabilidade da abundância relativa de cada espécie (A – Riqueza, H7 – Misto; B – Diversidade, H4 - Fogo; C – Diversidade, H3 – Clima; D – Diversidade, H7 – Misto; vermelho – coeficiente negativo; azul – coeficiente positivo)

Relativamente à análise dos determinantes da presença de cada espécie na área de estudo, e tendo por base os Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM), não foi possível aferir os padrões de determinantes ambientes que condicionam a ocorrência destas espécies, uma vez que a maioria dos melhores modelos produzidos para cada espécie foram modelos nulos (Tabela 3.5), o que indicia que outras variáveis não testadas neste estudo poderão ser mais influentes na determinação da presença desses mamíferos. Exceção a este padrão foram as espécies *O. nigripes* (Figura 3.7) e *C. tener*, (Figura 3.8) que apresentaram modelos informativos, embora apenas *C. tener* foi possível aferir que a presença da espécie é positivamente influenciada pela fisionomia de campo sujo.

Tabela 3.5 - Melhores modelos calculados ($\Delta AIC < 2$) produzidos para cada hipótese formulada para explicar a captura/presença de cada espécie, nas armadilha (df – graus de liberdade; LogLik – logaritmo da semelhança máxima; AICc – Akaike Information Criterion; ΔAIC_h – variação do AIC de entre todos os modelos dentro de cada hipótese; weight – peso estatístico; ΔAIC_{gl} – variação do AIC de entre todos os modelos de todas as hipóteses; NULL – modelo nulo)

Espécie	Hipótese	Modelos	df	LogLik	AICc	ΔAIC_h	weight	ΔAIC_g
<i>O. matto grossae</i>	H1	NULL	3	5759,389	-11512,800	0,000	0,981	0,000
	H4	NULL	3	5759,389	-11512,800	0,000	0,929	0,000
	H5	NULL	3	5759,389	-11512,800	0,000	0,983	0,000
<i>O. nigripes</i>	H2	NULL	3	5759,389	-11512,800	0,000	0,936	0,000
	H1	NULL	3	9337,853	-18669,700	0,000	0,748	0,300
	H6	NULL	3	9337,853	-18669,700	0,000	0,698	0,300
	H3	NULL	3	9337,853	-18669,700	0,000	0,500	0,300
<i>C. tener</i>		Precipitação	4	9338,685	-18669,400	0,340	0,422	0,000
	H2	NULL	3	9337,853	-18669,700	0,000	0,762	0,300
<i>C. scotti</i>	H1	Campo_Sujo	4	3288,087	-6568,200	0,000	0,826	0,000
<i>N. lasiurus</i>	H1	NULL	3	3095,614	-6185,200	0,000	0,928	0,000
	H2	NULL	3	3095,614	-6185,200	0,000	0,468	0,000
	H4	NULL	3	12383,750	-24761,500	0,000	0,660	0,000
<i>C. laticeps</i>	H5	NULL	3	12383,750	-24761,500	0,000	0,852	0,000
	H3	NULL	3	12383,750	-24761,500	0,000	0,910	0,000
	H2	NULL	3	12383,750	-24761,500	0,000	0,988	0,000
<i>A. montensis</i>	H1	NULL	3	14557,730	-29109,500	0,000	0,770	0,000
	H4	NULL	3	14557,730	-29109,500	0,000	0,988	0,000
	H5	NULL	3	14557,730	-29109,500	0,000	0,995	0,000
	H6	NULL	3	14557,730	-29109,500	0,000	0,908	0,000
	H3	NULL	3	14557,730	-29109,500	0,000	0,996	0,000
	H2	NULL	3	14557,730	-29109,500	0,000	0,989	0,000
<i>C. chacoensis</i>	H7	NULL	3	14557,730	-29109,500	0,000	1,000	0,000
	H3	NULL	3	12788,010	-25570,000	0,000	0,947	0,000
	H1	NULL	3	14970,380	-29934,800	0,000	0,996	0,000
	H4	NULL	3	14970,380	-29934,800	0,000	0,775	0,000
	H5	NULL	3	14970,380	-29934,800	0,000	0,923	0,000
	H6	NULL	3	14970,380	-29934,800	0,000	0,960	0,000
<i>G. microtarsus</i>	H3	NULL	3	14970,380	-29934,800	0,000	0,993	0,000
	H2	NULL	3	14970,380	-29934,800	0,000	0,994	0,000
	H7	NULL	3	14970,380	-29934,800	0,000	1,000	0,000
	H1	NULL	3	23919,530	-47833,100	0,000	0,997	0,000
	H4	NULL	3	23919,530	-47833,100	0,000	0,995	0,000
	H5	NULL	3	23919,530	-47833,100	0,000	0,995	0,000
	H6	NULL	3	23919,530	-47833,100	0,000	0,975	0,000
<i>G. microtarsus</i>	H3	NULL	3	23919,530	-47833,100	0,000	0,993	0,000
	H2	NULL	3	23919,530	-47833,100	0,000	0,997	0,000
	H7	NULL	3	23919,530	-47833,100	0,000	1,000	0,000

Tabela 3.5 (continuação) - Melhores modelos calculados ($\Delta AIC < 2$) produzidos para cada hipótese formulada para explicar a captura/presença de cada espécie, nas armadilha (df – graus de liberdade; LogLik – logaritmo da semelhança máxima; AICc - Akaike Information Criterion; ΔAIC_h – variação do AIC de entre todos os modelos dentro de cada hipótese; weight – peso estatístico; ΔAIC_g – variação do AIC de entre todos os modelos de todas as hipóteses; NULL – modelo nulo)

Espécie	Hipótese	Modelos	df	LogLik	AICc	ΔAIC_h	weight	ΔAIC_g
<i>M.kunsi</i>	H1	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,999	0,000
	H4	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,998	0,000
	H5	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,999	0,000
	H6	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,992	0,000
	H3	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,999	0,000
	H2	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,999	0,000
	H7	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	1,000	0,000
<i>D. albiventris</i>	H1	NULL	3	23920,060	-47834,100	0,000	0,998	0,000
	H4	NULL	3	23920,060	-47834,100	0,000	0,998	0,000
	H5	NULL	3	23920,060	-47834,100	0,000	0,999	0,000
	H6	NULL	3	23920,060	-47834,100	0,000	0,986	0,000
	H3	NULL	3	23920,060	-47834,100	0,000	0,977	0,000
	H2	NULL	3	23920,060	-47834,100	0,000	0,998	0,000
	H7	NULL	3	23920,060	-47834,100	0,000	1,000	0,000
<i>Rhipidomys sp.</i>	H1	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,999	0,000
	H4	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,998	0,000
	H5	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,999	0,000
	H6	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,940	0,000
	H3	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,999	0,000
	H2	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	0,998	0,000
	H7	NULL	3	28980,390	-57954,800	0,000	1,000	0,000

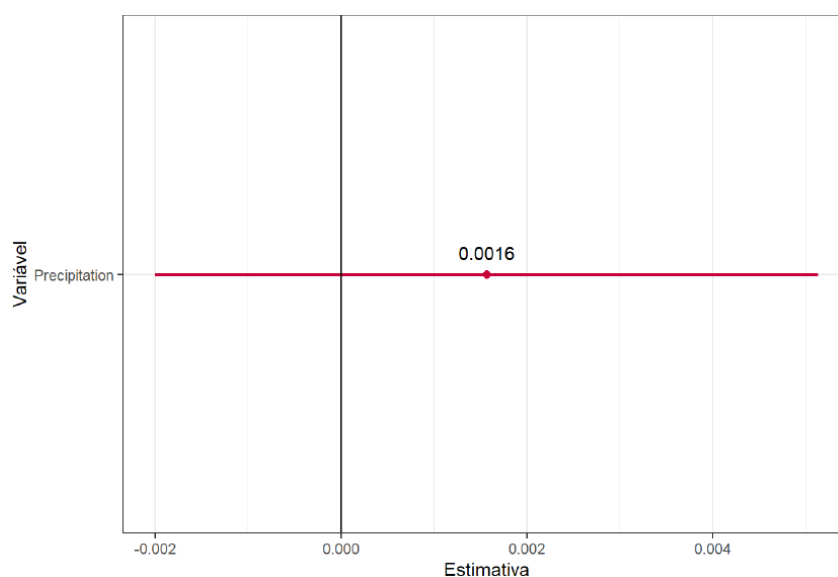


Figura 3.7 – Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos (H3 – Clima) para explicar a presença de *O. nigripes* (vermelho – coeficiente positivo)

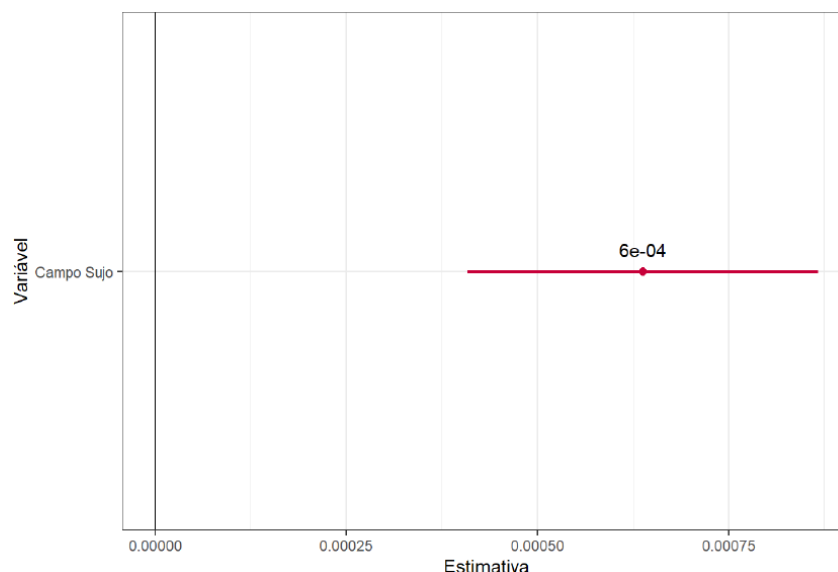


Figura 3.8 - Coeficientes e respetivo intervalo de confiança (95%) do modelo médio dos melhores modelos (H1 –Tipo de Vegetação) para explicar a presença de *C. tener* (vermelho – coeficiente positivo)

4. Discussão

As características ambientais têm um papel fundamental na variação da distribuição e abundância das espécies, uma vez que influenciam diversas características e padrões ecofisiológicos das populações, como o torpor e hibernação, bem como parâmetros comportamentais e reprodutivos e a disponibilidade de recursos (De Marco et al., 2020). Deste modo, existe uma correlação entre a dinâmica das comunidades biológicas e os gradientes ambientais que se fazem sentir (Caceres et al., 2011). Outras perturbações ambientais, como o fogo (natural ou de origem antrópica) podem ser igualmente, de forma sinérgica ou não, motores de mudança nas comunidades (Briani et al., 2004), alterando drasticamente a estrutura do meio e a disponibilidade de recursos (Griffiths & Brook, 2015). As consequências são particularmente importantes em termos de conservação quando os impactos incidem sobre populações da base das redes tróficas (como os pequenos mamíferos), uma vez que podem ser expandidos a todas as componentes das comunidades, devido aos efeitos em cascata. O presente estudo corrobora este padrão geral, ao demonstrar que estes gradientes ambientais afetam as diferentes espécies presentes no Cerrado, um dos biomas mais diversos do planeta (Françoso et al., 2015), de forma díspar e específica. Na generalidade, as variações climáticas, a paisagem, a sazonalidade e a presença do fogo foram os fatores mais determinantes dos padrões de riqueza específica, diversidade e abundância das espécies que compõem as comunidades de roedores e marsupiais do Cerrado estudado.

4.1. Determinantes climáticos na presença e abundância das espécies, riqueza específica e diversidade

Os resultados obtidos não corroboram a hipótese proposta [H3] de que a abundância das espécies é, no geral, positivamente influenciada pelas condições climáticas, nomeadamente pelo clima húmido e quente, caracterizado por altas temperaturas, uma vez que a abundância de *O. mato grossoae*, *C. tener*, *C. scotti*, *N. lasiurus* e a riqueza específica apresentaram uma variação negativa com a temperatura (Tabela 3.4; Figuras 3.2, 3.3B, 3.3C e 3.6A). Esta variável é, geralmente, positivamente associada à disponibilidade de alimento, uma vez que é durante a estação húmida, que coincide com as temperaturas

mais quentes nesta zona dos trópicos, que existe uma maior disponibilidade de alimento, devido à maior disponibilidade de água (Proença et al., 2000; Silva et al., 2011; Rocha et al., 2017). No entanto, a temperatura é um fator relevante para determinar os padrões de atividade dos animais, uma vez que os pequenos mamíferos tendem evitar temperaturas que impliquem um maior dispêndio energético para manter a homeotermia (Ferrando & Leiner, 2018). Pequenos animais endotérmicos, como os roedores, têm baixas tolerâncias a altas temperaturas devido aos custos da termorregulação. Desta forma, a maioria das espécies que habitam em ambientes áridos e semiáridos tendem a ter padrões de atividade noturnos para evitar as temperaturas elevadas durante o dia (Bennie et al., 2014). Vieira e Baumgarten (1995) constatarem que os padrões de *N. lasiurus* e *C. tener* apresentavam picos de atividade noturna de forma a evitar este stress termal. *N. lasiurus* apresentava picos de atividade crepuscular, enquanto *C. tener* apresenta uma atividade diária unimodal, com o pico da atividade a ocorrer entre as 22h e as 1h. A atividade destas espécies diminuía antes do pôr e depois do nascer do sol. A relação que foi detetada no presente estudo, que relaciona negativamente a abundância com altas temperaturas poderá, então, estar associada, não com uma diminuição efetiva da população, mas sim com as alterações na taxa de captura associadas à menor taxa de mobilidade dos indivíduos com temperaturas mais altas. Por outro lado, Galiano (2013) demonstrou também que espécies do género *Oligoryzomys* apresentaram maiores densidades a baixas temperaturas e maiores taxas de precipitação, demonstrando que as condições sazonais afetam a dinâmica das espécies. Está descrito que determinados constrangimentos ambientais limitam a sobrevivência das crias, como as condições climáticas, nomeadamente altas temperaturas. Ao existir um aumento da taxa de mortalidade das crias, devido ao facto de não suportarmos gastos energéticos associados à termorregulação em ambientes húmidos e quentes, como os dos trópicos na época em questão (Madsen & Shine, 1999; Liu et al., 2007), existe, consequentemente, a diminuição da abundância da espécie. Neste estudo, *C. scotti*, apresentou adicionalmente uma variação positiva da sua abundância com a humidade relativa do ar. Esta variável está descrita como tendo uma influência positiva nos padrões de atividades em roedores, e consequentemente no seu sucesso de captura, uma vez que permite evitar as perdas excessivas de água durante os períodos de atividade, independentemente da temperatura do ar (Vieira et al., 2010). Por outro lado, poderá ser também um fator que favorece a sobrevivência das crias nestes ambientes tropicais mais áridos, durante a estação seca/quente.

No entanto, existe um resultado que corrobora esta hipótese inicial [H3]. Detetámos uma relação positiva entre a riqueza específica e a evapotranspiração (Tabela 3.4; Figura 3.6A). A evapotranspiração apresenta os seus valores máximos durante a estação húmida (outubro a março) e tem o seu pico mínimo durante a estação seca (junho a agosto) (Anexo 5), devido à diminuição do potencial hídrico e consequente redução do conteúdo hídrico disponível no solo e nas plantas (Santana et al., 2010). Os roedores são fortemente afetados pelas alterações das condições climáticas decorridas da sazonalidade, nomeadamente a temperatura e precipitação (Galiano et al., 2013). É provável que a diminuição da abundância de muitas espécies na época húmida possa abrir espaço nos nichos destes ambientes para que outras espécies possam também ocorrer, o que se traduz num aumento da riqueza específica. Este possível mecanismo parece ser suportados pelos padrões detetados para *A. montensis*, que apresentou uma estimativa de abundância relativa com uma relação negativa com a evapotranspiração (Tabela 3.4; Figura 3.3D). Owen (2013) determinou que a precipitação é um dos fatores mais importantes para as comunidades e populações de mamíferos terrestres de Cerrado, nomeadamente para *A. montensis*. nesse estudo, esta espécie terá sido apenas capturada entre maio e setembro, o período mais seco do ano, e terá apresentado uma relação negativa com a precipitação. Consequentemente, é durante este período que se registam os valores mais baixos de evapotranspiração (Santana et al., 2010), como foi anteriormente referido. Está descrito que época de reprodução desta espécie apresenta sazonalidade, ocorrendo, geralmente, durante a estação húmida, entre agosto e fevereiro, e é durante a estação seca seguinte que ocorre o recrutamento dos juvenis nascidos no ciclo anterior (Couto & Talamoni, 2005). Por outro lado, esta espécie apresenta uma dieta omnívora (Talamoni et al., 2008), composta por insetos,

sementes e fungos. No entanto, Couto & Talomi (2005) sugerem que os recursos alimentares de origem animal, os insetos, são um importante fator na reprodução, e que estes mesmos recursos variam ao longo do ano, sendo mais abundantes durante a estação húmida. O consumo elevado de insetos observado nesse estudo durante a estação seca demonstra que *A. montensis* procura ativamente este recurso durante este período. Ambos os padrões ecológicos suportam os resultados obtidos, de que a abundância relativa varia negativamente com a evapotranspiração: durante a estação seca, não só existe o recrutamento dos juvenis, como também existe uma maior busca ativa de recursos, que aumenta a atividade dos indivíduos e consequentemente a taxa de captura.

4.2. Determinantes paisagísticos na presença e abundância das espécies

O tipo de vegetação presente em torno de cada linha de amostragem aparentar ter pouca influência sobre a abundância relativa das várias espécies. No entanto, este fator parece ser determinante para os padrões de presença de algumas espécies, que o corrobora a hipótese [H1] proposta inicialmente, que associa a presença de roedores a fisionomias mais esparsas, e a de marsupiais a fisionomias mais densas. Relativamente à percentagem de cobertura vegetal das diferentes fisionomias, a abundância de *O. nigripes* apresentou uma relação positiva com a percentagem de área aberta e uma relação negativa com a percentagem a fisionomia de cerradão, sistema mais denso e fechado (Tabela 3.4; Figura 3.3A). Seria expectável que existisse uma relação positiva com a percentagem de cobertura de fisionomias mais densas, nomeadamente cerrado *sensu strito* e cerradão, uma vez que está descrito que esta espécie apresenta uma associação com bromélias terrestres (Sponchiado et al., 2012), presentes em ambas as fisionomias desta estação ecológica (Melo & Durigan, 2011). Este tipo de vegetação é favorável à espécie, uma vez que lhe fornece refúgio contra a predação, num habitat denso com pouca vegetação herbáceo-arbórea (Sponchiado et al., 2012). O presente estudo demonstrou, contrariamente à ecologia descrita desta espécie, uma preferência por habitats menos densos. Estes resultados podem estar a espelhar um artefacto, uma vez que a fisionomia de “cerradão” foi monitorizada em apenas uma linha de amostragem, nomeadamente a segunda linha de ACV na fisionomia de “Campo Cerrado Queimado [2]”. Esta mesma linha de amostragem não registou nenhuma captura desta espécie, apesar de ter capturado outras espécies e de na primeira linha da mesma fisionomia, terem sido registadas capturas desta espécie. A maior densidade de vegetação nesta linha de amostragem poderá estar a influenciar a atividade de *O. nigripes*, uma vez que esta espécie também apresenta hábitos de exploração dos estratos mais altos (Arruda Bueno & Motta-Junior, 2015), usando os estratos mais altos da vegetação durante a sua atividade diária. Desta forma, a menor abundância registada, associada a esta fisionomia poderá indicar uma menor capturabilidade nesta linha de amostragem, e não uma menor abundância real. Em contrapartida, a relação positiva da percentagem de área aberta com a abundância desta espécie (Tabela 3.4; Figura 3.3A), poderá estar a demonstrar uma relação com outro fator, nomeadamente a heterogeneidade da área vital da espécie. Esta variável, “Área Aberta” inclui a percentagem de todas as áreas sem qualquer vegetação, como a percentagem de estradas. As estradas, nesta unidade de conservação, desempenham uma função ecológica de transição entre fisionomias e delimitam, também, a área onde ocorreu o fogo prescrito deste estudo (Neto, 1991). Devido às suas características generalistas e ao facto de selecionar, preferencialmente, habitats com fisionomias de densidade e heterogeneidade intermédias (Machado et al., 2013), após o fogo prescrito na área de amostragem, os indivíduos têm a possibilidade de usar as áreas adjacentes, sem comprometer a utilização da área afetada e os recursos disponíveis na mesma, e consequentemente, a abundância da própria espécie na área de amostragem.

Por outro lado, o presente estudo demonstrou também uma relação positiva entre a abundância de *C. tener* com a distância a recursos hídricos (Tabela 3.4; Figura 3.3B). Esta relação poderá ser resultado de outro artefacto: esta espécie apresentou maiores sucessos de capturas em campo sujo, que por sua vez, é a fisionomia amostrada mais longe dos recursos hídricos considerados. Desta forma, este

resultado poderá sugerir uma relação errónea, uma vez que a relação entre a abundância é causada pela fisionomia em si, e não pela variável em questão. Em contrapartida, o tipo de vegetação apenas demonstrou ter influência na determinação da distribuição e presença de apenas uma espécie, *C. tener*. Este padrão está associado ao facto de muitos dos melhores modelos produzidos para avaliar os determinantes de presença das várias espécies modelos, incluíram o modelo nulo. A não deteção de efeito das várias variáveis testadas para a maioria das espécies poderá estar associada ao elevado número de dados de ausências. Por outro lado, apensar de as variáveis usadas neste estudo influenciarem a abundância das espécies, podem exercer menos influência sobre a distribuição das mesmas. Desta forma, as variáveis que, de facto, afetam a distribuição podem não ter sido incluídas neste estudo. No entanto, a espécie em questão, *C. tener*, apresentou uma variação positiva da sua distribuição com a cobertura da fisionomia de campo sujo (Tabela 3.5; Figura 3.8). Tal como foi descrito anteriormente, os trabalhos publicados sobre a ecologia desta espécie determinam que a sua distribuição e abundância estão fortemente relacionadas com coberturas vegetais mais esparsas, com preferência para fisionomias menos densas (Alho et al., 1986; Bonvicino & Almeida, 2000; Briani et al., 2004; Rossi, 2011; Menezes et al., 2017; González-Ittig et al., 2019). Apesar de estarem pouco estudadas as razões pelas quais esta espécie demonstra uma seleção preferencial destes habitats (Rossi, 2011), Rocha (2007) constatou uma associação positiva da presença desta espécie a habitats com elevada cobertura de gramíneas, sendo esta uma característica de habitats menos densos. Por outro lado, foi determinada também uma relação positiva entre a presença de *C. tener* com as termiteiras existentes no solo (Rocha 2007; Rocha et al., 2011).

4.3. Efeitos do fogo prescrito na riqueza específica, diversidade, abundância e presença das espécies

O fogo, sendo um agente de perturbação ambiental, influencia intensamente a dinâmica, estrutura e composição das comunidades biológicas (Vieira & Marinho-Filho, 1998; Briani et al., 2004). No entanto, devido ao facto de, no Cerrado, estes fenómenos serem habituais e frequentes, a fauna e flora locais estão adaptados a estes eventos e respondem eficazmente às alterações ambientais introduzidas por este tipo de perturbação (Vieira & Marinho-Filho, 1998; Vieira, 1999; Pedó et al., 2010). Apesar desta capacidade adaptativa às alterações, alguma da fauna presente nestes locais pode ser afetada diretamente por eventos de fogo (ex. morte por queima). No entanto, neste estudo, a mortalidade direta derivada do fogo não foi detetada, o que sugere que o fogo controlado em questão parece não ser um fator de mortalidade direta significativa na área de estudo, tal como já tinha sido determinado noutros estudos realizados sobre o mesmo tipo de perturbação em áreas de Cerrado (Vieira, 1994; Vieira, 1999; Layme et al., 2004; Pedó et al., 2010). A mortalidade assume um carácter negligenciável, que é, assim, uma característica comum e determinante nos fogos naturais em áreas de Cerrado (Happold, 1983). No entanto, devido às alterações drásticas que o fogo provoca no habitat (Vieira, 1999), nomeadamente com a destruição da vegetação existente, as espécies responderão diferentemente, de acordo com as suas exigências e limitações ecológicas (Vieira & Marinho-Filho, 1998; Vieira, 1999; Simon et al., 2002; Frizzo et al., 2011; Griffiths & Brook, 2014). O padrão geral já descrito é que as espécies poderão ser favorecidas ou prejudicadas pela ocorrência do fogo (em especial se o evento for de pequena intensidade e localizado espacialmente), dependendo das suas características ecológicas e, por isso, não devem ser feitas generalizações em relação aos efeitos reais do fogo.

As espécies terrestres associadas a áreas abertas, como é o caso do *O. matogrossae* (Bonvicino & Oliveira, 2006; Weksler et al., 2017) *C. tener* (Briani et al., 2004; Henriques et al., 2006; Bonvicino & Oliveira, 2006), *C. scotti* (Mendonça et al., 2015) e *A. montensis* (Bonvicino & Oliveira, 2006), apresentaram diferenças significativas, relativamente à abundância antes e após o fogo, registando-se valores maiores após a aplicação do fogo (Tabela 3.3). *Calomys tener* já foi anteriormente descrita como uma espécie de fisionomias mais esparsas (Alho et al., 1986; Arruda Bueno & Motta-Junior, 2015;

Henriques et al., 2006; Camargo et al., 2018). Espécies deste género são consideradas espécies oportunistas (Vieira & Marilho-Filho, 1998; Vieira, 1999; Briani et al., 2004) e Briani et al. (2004) apontou que esta espécie em particular pode até ser considerada uma espécie favorecida pela ocorrência do fogo, uma vez que registou um aumento da sua abundância e densidade após a perturbação. Após a ocorrência desta perturbação, toda a matéria vegetal é destruída, limitando este recurso como fonte de alimento para esta espécie, sem afetar, na generalidade, a disponibilidade de invertebrados. Devido aos seus hábitos alimentares de omnívora e, tendo uma fonte de alimento alternativa, o consumo de invertebrados por parte desta espécie aumenta exponencialmente, explicando o facto de ser considerado uma espécie dominante temporária após o fogo (Vieira & Briani, 2013). *C. scotti* apresenta uma ecologia semelhante à espécie anterior (Vieira & Briani, 2013; Mendonça et al., 2015; Camargo et al., 2018). Sendo uma espécie preferencialmente de áreas abertas de Cerrado, está intrinsecamente adaptada às alterações decorridas do fogo (Mendonça et al., 2015), devido ao aumento da heterogeneidade do habitat criada por fogos de pequenas dimensões e intensidade que a favorece (Camargo et al., 2018). Desta forma, *C. tener* e *C. scotti* apresentaram uma relação positiva das suas respetivas abundâncias com esta perturbação em campo sujo (Tabela 3.4; Figuras 3.3B e 3.3C). Por outro lado, teremos também de considerar, que algumas diferenças no ciclo de vida entre roedores e os seus predadores podem também explicar este efeito positivo do fogo. Os roedores conseguem reproduzir-se, frequentemente, mais que uma vez no ano, enquanto que os predadores, normalmente, reproduzem-se uma vez por ano (Eisenberg & Redford, 1989). Estas características permitem que haja um atraso na resposta numérica dos predadores (i.e. em termos populacionais, os roedores respondem mais rapidamente que os predadores a eventos de fogo), o que pode levar a um aumento temporário da abundância destas espécies.

A. montensis é uma espécie com hábitos generalistas (Galiano et al., 2013), que apresenta uma dependência do estrato herbáceo, nomeadamente de gramíneas (Bonvicino & Oliveira, 2006). Esta espécie está associada a fisionomias de campo sujo, campo cerrado e cerrado *sensu strito* (Alho, 2005). No entanto, alguns autores consideram que, apesar da sua pouca especialização relativamente ao habitat, preferem fisionomias de densidade e heterogeneidade intermédias (Machado et al., 2013). De acordo com os resultados do nosso estudo, a sua abundância está negativamente relacionada com o fogo, apenas quando esta perturbação ocorre em campo sujo. No entanto, apenas detetámos diferenças positivas e significativas na sua abundância antes e após o fogo em campo cerrado perturbado. Apesar de demonstrar uma relação positiva com a época de amostragem (i.e. é positivamente influenciada pela época após a perturbação) a abundância desta espécie revelou uma relação forte e negativa com a presença de fogo em campo sujo (Tabela 3.4; Figura 3.3D), uma vez que esta perturbação destrói toda a camada herbácea e arbustiva, expondo o solo e eliminando qualquer fonte de refúgio e alimento (Frizzo et al., 2011). Esta perturbação nesta fisionomia de Cerrado reduz o nível de proteção contra predadores ao limite tolerável de exposição desta espécie, uma vez que esta fisionomia, o campo sujo, é, já à partida, uma das fisionomias com menor densidade de vegetação do Cerrado (Goodland, 1971; Eiten, 1972).

Apesar de, para *N. lasiurus*, não terem sido detetadas diferenças significativas nas suas abundâncias antes e após a aplicação do fogo (Tabela 3.3), esta espécie apresentou um maior número de capturas após o fogo, comparativamente com as capturas efetuadas antes do fogo, principalmente nas áreas perturbadas (Tabela 3.1). *N. lasiurus* é uma espécie muito estudada e descrita como sendo generalista e comum em todas as diferentes fisionomias de Cerrado (Vieira & Marinho-Filho, 1998). Por outro lado, Vieira (1999) constatou que esta espécie é relativamente mais comum em locais perturbado do que áreas protegidas, sendo muitas vezes caracterizada com hábitos generalistas e típica de fisionomias menos densas, preferindo áreas de Cerrado com maior cobertura de herbáceas e menor cobertura de arbustos e árvores (Briani et al., 2004). Assim, considera-se que, a cobertura de gramíneas é uma característica estrutural de habitat importante para a dinâmica desta espécie (Barrêto et al., 2018). Desta forma, *N. lasiurus* apresentou também relação positiva da sua abundância com esta perturbação em campo sujo e campo cerrado (Tabela 3.4; Figura 3.4C), uma vez que esta perturbação reduz

drasticamente o coberto vegetal, principalmente os estratos arbustivo e arbóreo, e é um fator de regeneração do estrato herbáceo, principalmente gramíneas (Killgore et al., 2009).

Em contrapartida, a abundância de *O. nigripes*, apesar de demonstrar uma relação positiva com a época de amostragem (i.e. a abundância é positivamente influenciada pela fase de amostragem após a perturbação), evidenciou também uma relação negativa com a presença de fogo em campo sujo (Tabela 3.4; Figuras 3.3A). Numa análise superficial, estas duas relações poderão parecer contradizer-se. No entanto, evidenciam conclusões diferentes. Está descrito que esta espécie apresenta características generalistas, relativamente à seleção de habitat, e é abundante em diferentes habitats com fisionomias díspares, desde áreas abertas a áreas florestadas, com vegetação exótica, secundária e regenerativa (Galiano et al., 2013; Arruda Bueno & Motta-Junior, 2015), sendo muitas vezes associada a habitats perturbados (Umetsu & Pardini, 2007; Gheler-Costa et al., 2013). Uma possível explicação para estas características poderá ser a sua dieta omnívora, constituída por matéria vegetal e invertebrados (Vieira & Briani, 2013). Após o fogo, e a consequente destruição da vegetação, os recursos vegetais disponíveis tornam-se mais limitantes do que a disponibilidade de invertebrados (Vieira & Briani, 2013). Esta espécie, por apresentar uma seleção preferencial de invertebrados (Gheler-Costa et al., 2013), é capaz de selecionar habitats perturbados e reduzir as relações competitivas com outras espécies. Em contrapartida, a relação negativa entre a abundância desta espécie e a presença de fogo em campo sujo poderá sugerir que, devido aos seus hábitos de exploração dos estratos mais altos (Arruda Bueno & Motta-Junior, 2015), apresenta limitações quando a perturbação ocorre em fisionomias muito esparsas. O fogo reduz drasticamente o coberto vegetal, numa fisionomia já à partida com baixa densidade de vegetação, como o campo sujo, (Goodland, 1971; Eiten, 1972), principalmente os estratos arbustivo e arbóreo, que esta espécie explora durante a sua atividade. Um padrão semelhante ocorreu com outra espécie deste género, *Oligoryzomys mato Grossoe*, uma vez que apresentou diferenças significativas, relativamente à abundância antes e após o fogo, registando-se valores mais elevados após a aplicação do fogo (Tabela 3.3), apenas quando essa perturbação ocorreu em campo cerrado.

C. laticeps é caracterizada por ter um tamanho médio, com uma massa corporal a variar entre 180 a 300g (Bonvicino et al., 2008; Bezerra et al., 2016). Esta espécie apresenta extremidades pequenas com fortes garras, o que sugere hábitos semifossorial, e tende a ser considerada uma espécie especialista de áreas abertas de Cerrado, como campo sujo, com solos moles adequados para a construção dos seus complexos subterrâneos (Bezerra et al., 2016; Ferrando & Leiner, 2018). Estas características ajudam a explicar o padrão detetado relativamente aos fatores que determinam a sua abundância. Foi registada uma relação negativa entre a abundância relativa e o habitat natural e não perturbado de campo cerrado (Tabela 3.4; Figura 3.4A), uma fisionomia que exhibe maiores densidades de coberto vegetal, quando comparado com as restantes áreas queimadas e campo sujo não perturbado. Apesar de marginalmente, o coeficiente da variável Campo Cerrado Queimado incluir o 0 (Figura 3.4A), há uma tendência de a abundância relativa ser menor nestas áreas o que pode ser também indicativo de um efeito negativo do fogo nesta fisionomia. A menor mobilidade poderá impor restrições à recolonização destas áreas por esta espécie. Por outro lado, ambas as relações acima descritas podem ser resultado da ecologia da espécie, uma vez que evidencia a preferência por áreas abertas, nomeadamente campo sujo, que é geralmente associado aos seus hábitos fossoriais, uma vez que os solos presentes em campo sujo (neossolos quartejarênicos), são caracterizados por serem solos arenosos e pouco compactados (Melo & Durigan, 2011), o que facilita a construção dos complexos subterrâneos.

Nos resultados obtidos neste estudo, as espécies pertencentes à ordem Didelphimorphia não apresentaram diferenças relativamente à comparação da sua abundância relativa, antes e após o fogo, possivelmente devido ao número reduzido de capturas, em ambas as fases de monitorização (Tabela 3.3). Estas espécies são arborícolas (Bonvicino & Oliveira, 2006) associadas a fisionomias mais densas e fechadas de Cerrado (Briani et al., 2004; Henriques et al., 2006). *C. chacoensis* é um pequeno mamífero arborícola e marsupial, e consequentemente, mais dependente do estrato arbóreo das

fisionomias mais densas, como o campo cerrado e cerrado *sensu stricto* (Mendonça et al., 2015). Esta espécie tem hábitos arborícolas e explora os estratos superiores em busca de recursos e, desta forma, são espécies com hábitos mais restritos e dependentes de coberturas de vegetação mais densas (Briani et al., 2004). Numa fisionomia onde a vegetação é mais esparsa, como o campo sujo e campo cerrado (Goodland, 1971; Eiten, 1972), seria expectável que as espécies com hábitos mais restritos ao estrato arbóreo tendessem a ser mais negativamente afetadas pelo fogo do que espécies com hábitos mais generalistas (Pedó et al., 2010), sendo inclusive consideradas espécies não resilientes ao fogo (Mendonça et al., 2015). Desta forma, a abundância desta espécie demonstrou uma resposta negativa ao fogo em campo sujo e campo cerrado (Tabela 3.4; Figuras 3.5A e 3.5B), devido às alterações severas provocadas pelo fogo no habitat, resultando em modificações na estrutura vertical da vegetação, com o desaparecimento do estrato arbóreo, do qual estes marsupiais dependem.

De uma forma geral, este estudo demonstrou que existe um impacto positivo da ocorrência do fogo, relativamente nas comunidades de pequenos mamíferos, especificamente no que se refere à riqueza específica e diversidade, tendo sido verificado um aumento desses valores após a perturbação (Tabela 3.2), corroborando a hipótese proposta [H4]. Esta perturbação pode promover a redução do tamanho de algumas populações, devido à morte (direta ou por maior exposição à predação) ou fuga, e consequentemente, uma redução das interações competitivas entre as espécies (O'Dowd & Gill, 1984; Frizzo et al., 2011). Por outro lado, se existir uma espécie dominante afetada por esta perturbação, a riqueza e diversidade podem deixar de ser limitados por essa dominância unilateral (O'Dowd & Gill, 1984). Ambos os processos propiciam a colonização das áreas por outras espécies e a coexistência de espécies, que anteriormente não existiam no local ou que a sua população era mais reduzida (que diminuía também a probabilidade de serem capturadas). Adicionalmente aos fenómenos anteriormente propostos, outros processos poderão estar na base da coexistência e sobrevivência das espécies após o fogo, que resultam num aumento da riqueza específica (número de espécies) e diversidade (equitabilidade na representatividade das espécies numa comunidade). Está descrito que algumas espécies de mamíferos, como tatus (*Dasypus novemcinctus* e *Euphractus sexcinctus*), gambás (*Didelphis albiventris*) e alguns roedores constroem complexos subterrâneos no Cerrado, que podem servir de abrigo provisório e temporário a pequenos mamíferos, possibilitando a sobrevivência dos mesmos durante o fogo (Vieira & Marinho-Filho, 1998). Estes comportamentos de defesa permite a sobrevivência de alguns dos indivíduos, uma vez que as temperaturas dentro dos túneis não ultrapassam a temperatura letal suportada pelas espécies (Vieira & Marinho-Filho, 1998). No entanto, as densidades globalmente são reduzidas o que pode abrir espaço para a colonização de outras espécies mais raras.

Por outro lado, Meirelles e Henriques (1992) detetaram que, cerca de seis meses após a ocorrência do fogo, a cobertura vegetal do estrato herbáceo retoma aos seus valores iniciais. Por conseguinte, o fogo é considerado um estimulador da regeneração da vegetação deste estrato que poderá aumentar a produtividade do ecossistema (Killgore et al., 2009). A curto prazo, o fogo criar uma série de alterações a nível do micro-habitat, com o aumento da cobertura do estrato herbáceo (que antes do incendio poderia estar limitado pelo ensombramento provocado pelos estratos arbustivos e arbóreos do Cerrado), e consequentemente, o aumento da disponibilidade de alimento, abrigo e proteção contra a predação (Meirelles & Henriques, 1992; Briani et al., 2004; Frizzo et al., 2011). Desta forma, as variações positivas detetadas na riqueza específica e na diversidade, quer no campo cerrado, quer no campo sujo, corroboram os dados científicos já existentes relativamente aos efeitos do fogo nestas métricas populacionais (Tabela 3.4; Figura 3.6A, 3.6B e 3.6C).

5. Conclusão

A sucessão da vegetação é um dos fatores mais importantes associado às alterações observadas nas comunidades de mamíferos (Briani et al., 2004), nomeadamente nos parâmetros relacionados com a estrutura e composição florística (Hirth, 1959; Fox, 1982, 1990; Churchfield, 1997). Dado que o fogo altera estes parâmetros, é essencial perceber a forma como a fauna responde a esta perturbação natural ou de origem antropogénica, para a implementação de medidas de gestão e conservação de ecossistemas terrestres, e mais especificamente, daqueles mais sujeitos a este tipo de perturbação, como seja o Cerrado (Frizzo et al., 2011).

O regime de fogo em Cerrado tem sofrido grandes alterações devido à atividade humana e às alterações climáticas (Mistry, 1998; Frizzo et al., 2011; Pivello, 2011). No entanto, a implementação de medidas de gestão de controlo de fogo impede a ocorrência de fogos naturais, que acarretam consequências graves a longo prazo. Por um lado, a supressão do fogo durante longos períodos aumenta a acumulação de biomassa e consequentemente, a probabilidade e a intensidade de fogos naturais (Durigan & Ratter, 2016), que tendem a ter consequências mais drásticas e severas na fauna e flora (Frizzo et al., 2011; Griffiths & Brook, 2015; Mendonça et al., 2015). Por outro, a homogeneização da paisagem derivada da ausência de políticas de fogo controlado e a supressão dos fogos naturais de pequena intensidade e tamanho, resultam na redução da biodiversidade, com a substituição da vegetação de Cerrado por uma vegetação mais florestada (Durigan & Ratter, 2016), com implicações na diversidade e riqueza, como demonstrado no nosso estudo.

No entanto, o impacto do fogo nas espécies não apresenta um padrão comum, com resposta muitas vezes dispare a estes eventos. O presente estudo permitiu determinar que, apesar de haver comportamentos díspares entre as espécies relativamente a esta perturbação, a maioria das consequências do fogo controlado, de pequena escala, são positivas nestes ambientes, quer nos parâmetros populacionais (e.g. abundância), quer para a comunidade em si (e.g. diversidade).

Os pequenos mamíferos, nomeadamente roedores terrestres granívoros e folívoros, são considerados colonizadores iniciais após o fogo (Henriques et al., 2006; Frizzo et al., 2011) por preferirem áreas com maior densidade herbácea e menor densidade arbórea, e especificamente no Cerrado, alguns pequenos mamíferos são resilientes ao fogo (Frizzo et al., 2011). O uso de fogo prescrito em unidades de conservação no Cerrado, pode ser uma ferramenta para garantir a heterogeneidade de habitat, e consequentemente, manter a dinâmica das comunidades e assegurar uma maior biodiversidade de pequenos mamíferos (Frizzo et al., 2011; Pivello, 2011; Radford et al., 2015), que tem um efeito positivo em cascata nos níveis tróficos superiores.

REFERÊNCIAS

- Abreu, E.F., Casali, D.M., Garbino, G.S.T., Loretto, D., Loss, A.C., Marmontel, M., Nascimento, M.C., Oliveira, M.L., Pavan, S.E., & Tirelli, F.P. (2020). Lista de Mamíferos do Brasil. *Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz)*. Disponível em: <<https://www.sbmz.org/mamiferos-do-brasil/>>. Download a 28 Setembro 2020.
- Adler, G. H., & Lambert, T. D. (1997). Ecological correlates of trap response of a Neotropical forest rodent, *Proechimys semispinosus*. *Journal of Tropical Ecology*, 59-68.
- Alho, C. J. (2005). Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy Cerrado landscape. *Arquivos do Museu Nacional*, 63(1), 41-48.
- Alho, C. J., Pereira, L. A., & Paula, A. D. (1986). Patterns of habitat utilization by small mammal populations in cerrado biome of central Brazil. *Mammalia*, 50(4), 447-460.
- Arnold, T. W. (2010). Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. *The Journal of Wildlife Management*, 74(6), 1175-1178.
- Arruda Bueno, A., & Motta-Junior, J. C. (2015). Behavioural and morphological strategies by small savannah rodents to avoid predation. *Mammalian Biology*, 80(5), 401-408.
- Arruda, F. V. D., Sousa, D. G. D., Teresa, F. B., Prado, V. H. M. D., Cunha, H. F. D., & Izzo, T. J. (2018). Trends and gaps of the scientific literature about the effects of fire on Brazilian Cerrado. *Biota Neotropica*, 18(1), 1-6.
- Astúa, D. (2015). Family Didelphidae (Opossums). *Handbook of the Mammals of the World*, 5, 70-186.
- Avenant, N. (2011). The potential utility of rodents and other small mammals as indicators of ecosystem 'integrity' of South African grasslands. *Wildlife Research*, 38(7), 626-639.
- Barradas, A. C. S., Borges, M. A., Costa, M. M., & Ribeiro, K. T. (2020). Paradigmas da Gestão do Fogo em Áreas Protegidas no Mundo e o Caso da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, (2), 71-86.
- Barrêto, F. L. M., Batista, L. M., da Cruz Júnior, C. A., de Carvalho, M. M., & Santos, R. A. L. (2018). Monitoramento de pequenos mamíferos não voadores em uma área de cerrado no córrego do Urubu, Brasília-DF. *Programa de Iniciação Científica-PIC/UniCEUB-Relatórios de Pesquisa*, 3(1), 1-21.
- Barton, K. (2019). MuMIn: Multi-Model Inference. R package. Version 1.43.15. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, E. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.
- Bennie, J. J., Duffy, J. P., Inger, R., & Gaston, K. J. (2014). Biogeography of time partitioning in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13727-13732.
- Bezerra, A. M., Carmignotto, A. P., & Rodrigues, F. H. (2009). Small non-volant mammals of an ecotone region between the Cerrado hotspot and the Amazonian rainforest, with comments on their taxonomy and distribution. *Zoological Studies*, 48(6), 861-874.
- Bezerra, A. M., de Oliveira, J. A., & Bonvicino, C. R. (2016). *Clyomys laticeps* (Rodentia: Echimyidae). *Mammalian Species*, 48(938), 83-90.
- Bonvicino, C. R., & Oliveira, J. A. (2006). Ordem Rodentia. *Mamíferos do Brasil*. Londrina: Edifurb, 347-399.
- Bonvicino, C. R., Lindbergh, S. M., & Maroja, L. S. (2002). Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potencial use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4B), 765-774.
- Bonvicino, C. R., Lindbergh, S. M., Faria, M. B., & Bezerra, A. M. (2012). The eastern boundary of the Brazilian Cerrado: a hotspot region. *Zoological Studies*, 51(7), 1207-1218.

- Bonvicino, C. R., Oliveira, J. D., & D'Andrea, P. S. (2008). Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. *Centro Pan-Americano de Febre Aftosa, Rio de Janeiro, Brazil*
- Bonvicino, C., & Almeida, F. C. (2000). Karyotype, morphology and taxonomic status of *Calomys expulsus* (Rodentia: Sigmodontinae). *Mammalia*, 64(3), 339-352.
- Briani, D. C., Palma, A. R., Vieira, E. M., & Henriques, R. P. (2004). Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 13(5), 1023-1037.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Second Edition. Springer-Verlag, New York, USA.*
- Caceres, N. C., Godoi, M. N., Hannibal, W., & Ferreira, V. L. (2011). Effects of altitude and vegetation on small-mammal distribution in the Urucum Mountains, western Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 27(3), 279-287.
- Camargo, A. C. L., Barrio, R. O. L., de Camargo, N. F., Mendonça, A. F., Ribeiro, J. F., Rodrigues, C. M. F., & Vieira, E. M. (2018). Fire affects the occurrence of small mammals at distinct spatial scales in a neotropical savanna. *European Journal of Wildlife Research*, 64(6), 63.
- Carmignotto, A. P. (1999). Pequenos mamíferos terrestres do cerrado (Rodentia: Didelphimorphia): seleção de habitats, áreas de vida e padrões direcionais de deslocamento. *Dissertação (Mestrado) - Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil*
- Carmignotto, A. P. (2019). Effects of damming on a small mammal assemblage in Central Brazilian Cerrado. *Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, 85, 63-73
- Carmignotto, A. P., & Monfort, T. (2006). Taxonomy and distribution of the Brazilian species of *Thylamys* (Didelphimorphia: Didelphidae)/La taxonomie et la distribution des especes brésiliennes du genre *Thylamys* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Mammalia*, 70(1-2), 126-144.
- Carmignotto, A. P., Bezerra, A. M., & Rodrigues, F. H. (2014). Nonvolant small mammals from a southwestern area of Brazilian Cerrado: diversity, habitat use, seasonality, and biogeography. *Therya*, 5(2), 535-558.
- Carmignotto, A. P., Vivo, M. D., & Langguth, A. (2012). Mammals of the Cerrado and Caatinga: distribution patterns of the tropical open biomes of Central South America. *Bones, clones and biomes. The history and geography of recent Neotropical mammals (BD Patterson and LP Costa, eds.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois*, 307-350.
- Carothers, A. D. (1979). Quantifying unequal catchability and its effect on survival estimates in an actual population. *The Journal of Animal Ecology*, 863-869.
- Carrilho, M., Teixeira, D., Santos-Reis, M., & Rosalino, L. M. (2017). Small mammal abundance in Mediterranean Eucalyptus plantations: how shrub cover can really make a difference. *Forest Ecology and Management*, 391, 256-263.
- Churchfield, S., Hollier, J., & Brown, V. K. (1997). Community structure and habitat use of small mammals in grasslands of different successional age. *Journal of Zoology*, 242(3), 519-530.
- Colli, G. R., Vieira, C. R., & Dianese, J. C. (2020). Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. *Biodiversity and Conservation*, 29, 1465-1475
- Coutinho, L. M. (2002). O bioma do cerrado. *Eugen Warming e o cerrado brasileiro: um século depois. Klein, A. L., São Paulo: UNESP/Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, Brasil* 77-91.
- Couto, D., & Talamoni, S. A. (2005). Reproductive condition of *Akodon montensis* (Thomas) and *Bolomys lasiurus* (Lund) (Rodentia, Muridae) based on histological and histometric analyses of testes and external characteristics of gonads. *Acta Zoologica*, 86(2), 111-118.
- De Marco, P., Villén, S., Mendes, P., Nóbrega, C., Cortes, L., Castro, T., & Souza, R. (2020). Vulnerability of Cerrado threatened mammals: an integrative landscape and climate modeling approach. *Biodiversity and Conservation*, 29(5), 1637-1658.

- Di Marco, M., Ferrier, S., Harwood, T. D., Hoskins, A. J., & Watson, J. E. (2019). Wilderness areas halve the extinction risk of terrestrial biodiversity. *Nature*, 573(7775), 582-585.
- Dice, L. R. (1938). Some census methods for mammals. *The Journal of Wildlife Management*, 2(3), 119-130.
- Dizney, L., Jones, P. D., & Ruedas, L. A. (2008). Efficacy of three types of live traps used for surveying small mammals in the Pacific Northwest. *Northwestern Naturalist*, 89(3), 171-180.
- Durigan, G. (2020). Zero-fire: not possible nor desirable in the Cerrado of Brazil. *Flora*, 151612.
- Durigan, G., & Ratter, J. A. (2016). The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 11-15.
- Durigan, G., Pilon, N. A., Abreu, R. C., Hoffmann, W. A., Martins, M., Fiorillo, B. F., ... & Vasconcelos, H. L. (2020). No Net Loss of Species Diversity After Prescribed Fires in the Brazilian Savanna. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3, 13.
- Eisenberg, J. F., & Redford, K. H. (1989). *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil* (Vol. 3). University of Chicago Press.
- Eiten, G. (1972). The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2), 201-341.
- Fahrig, L. (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management*, 603-610.
- FAPESP 2015/21259-8. Estrutura de taxocenoses de anfíbios, répteis e pequenos mamíferos no Cerrado: o papel de fatores locais e regionais. Vigência: 01/09/2016 a 31/08/2018
- FAPESP 2018/14091-1. Efeitos de alterações de habitat sobre comunidades de anfíbios e répteis Squamata: subsídios para programas de manejo, avaliações de risco de extinção e planos de ação de conservação. Vigência: 01/11/2018 a 31/01/2021
- Ferrando, C. P. R., & Leiner, N. O. (2018). Above-ground activity patterns of the semi-fossorial spiny rat *Clyomys laticeps*. *Ethology Ecology & Evolution*, 30(4), 373-383.
- Ferrando, C. P. R., Lamberto, J. M., & Leiner, N. O. (2019). Space use patterns of the burrowing echimyd rodent, *Clyomys laticeps*. *Ethology*, 125(3), 133-141.
- Fox, B. J. (1982). Fire and mammalian secondary succession in an Australian coastal heath. *Ecology*, 63(5), 1332-1341.
- Fox, B. J. (1990). Changes in the structure of mammal communities over successional time scales. *Oikos*, 321-329.
- Fox, J., & Monette, G. (1992). Generalized collinearity diagnostics. *Journal of the American Statistical Association*, 87(417), 178-183.
- Françoso, R. D., Brandão, R., Nogueira, C. C., Salmona, Y. B., Machado, R. B., & Colli, G. R. (2015). Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Natureza & Conservação*, 13(1), 35-40.
- Frizzo, T. L., Bonizario, C., Borges, M. P., & Vasconcelos, H. (2011). Uma revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. *Oecologia Australis*, 15(2), 365-379.
- Furley, P. A. (1999). The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. *Global Ecology and Biogeography*, 8(3-4), 223-241.
- Galiano, D., Kubiak, B. B., Marinho, J. R., & de Freitas, T. R. O. (2013). Population dynamics of *Akodon montensis* and *Oligoryzomys nigripes* in an Araucaria forest of Southern Brazil. *Mammalia*, 77(2), 173-179.
- Gheler-Costa, C., Sabino-Santos Jr, G., Amorim, L. S., Rosalino, L. M., Figueiredo, L. T. M., & Verdade, L. M. (2013). The effect of pre-harvest fire on the small mammal assemblage in sugarcane fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 171, 85-89.
- González-Ittig, R. E., Kandel, N. P., Bonvicino, C. R., & Salazar-Bravo, J. (2019). Does the widely distributed rodent *Calomys tener* (Cricetidae: Sigmodontinae) constitute a single evolutionary unit?. *Zoologia (Curitiba)*, 36.

- Goodland, R. (1971). A physiognomic analysis of the Cerrado' vegetation of Central Brasil. *The Journal of Ecology*, 411-419.
- Grant, P. R. (1972). Interspecific competition among rodents. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 3(1), 79-106.
- Griffiths, A. D., & Brook, B. W. (2014). Effect of fire on small mammals: a systematic review. *International Journal of Wildland Fire*, 23(7), 1034-1043.
- Griffiths, A. D., & Brook, B. W. (2015). Fire impacts recruitment more than survival of small-mammals in a tropical savanna. *Ecosphere*, 6(6), 1-22.
- Gurnell, J., & Flowerdew, J. R. (2006). *Live trapping small mammals*. Mammal Society, London, UK
- Gutiérrez, E. E., & Marinho-Filho, J. (2017). The mammalian faunas endemic to the Cerrado and the Caatinga. *ZooKeys*, (644), 105.
- Hanski, I., Henttonen, H., Korpimäki, E., Oksanen, L., & Turchin, P. (2001). Small-rodent dynamics and predation. *Ecology*, 82(6), 1505-1520.
- Happold, D. C. D. (1983). Rodents and lagomorphs. *Tropical Savannas*, Bourliere, F. (ed), Elsevier Scientific Publishing, Amsterdam, The Netherlands.
- Henriques, R. P. B., Bizerril, M. X. A., & Palma, A. R. T. (2000). Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. *Mammalia*, 64(2), 173-186.
- Henriques, R. P., Briani, D. C., Palma, A. R., & Vieira, E. M. (2006). A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian cerrado/Un modèle graphique simple de repeuplement par les petits mammifères du cerrado brésilien après brûlis. *Mammalia*, 70(3-4), 226-230.
- Hirth, H. F. (1959). Small mammals in old field succession. *Ecology*, 40(3), 417-425.
- Hutchenson, K. (1970). A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of theoretical Biology*, 29, 151-154.
- IBGE (2004). Mapa de Biomas do Brasil. *Primeira Aproximação. Escala 1:5 000 000*. Rio de Janeiro: IBGE.
- ICMBio. (2014). Diagnóstico da Fauna - Avaliação científica do risco de extinção da fauna brasileira. *Coordenação de Avaliação do Estado de Conservação da Biodiversidade – Coabio /CGESP/ICMBio. Brasília: ICMBio*, 40.
- IUCN 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. *Version 2020-2*. <http://www.iucnredlist.org>. Download a 8 Julho 2020.
- Jones, C., McShea, W. J., Conroy, M. J., & Kunz, T. H. (1996). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Jordão, J. C., Ramos, F. N., & da Silva, V. X. (2010). Demographic parameters of *Akodon montensis* (Mammalia: Rodentia) in an Atlantic Forest remnant of Southeastern Brazil. *Mammalia*, 74(4), 395-400.
- Killgore, A., Jackson, E., & Whitford, W. G. (2009). Fire in Chihuahuan Desert grassland: short-term effects on vegetation, small mammal populations, and faunal pedoturbation. *Journal of Arid Environments*, 73(11), 1029-1034.
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1(1), 147-155.
- Kronka, F. J. N., Nalon, M. A., Matsukuma, C. K., Kanashiro, M. M., Ywane, M. S. S., Pavão, M., Durigan, G., Lima, L. M. P. R., Guillaumon, J. R., Baitello, J. B., Borgo, S. C., Maneti, L. A., Barradas, A. M. F., Fukuda, J. C., Shida, C. N., Monteiro, C. H. B., Pontinha, A. A. S., Andrade, G. G., Barbosa, O., & Soares, A. P. (2005). Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo. *São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, Imprensa Oficial*.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B. & Christensen, R.H.B. (2017). lmerTestPackage: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software*, 82(13), 1-26.

- Lambert, T. D., Malcolm, J. R., & Zimmerman, B. L. (2005). Variation in small mammal species richness by trap height and trap type in southeastern Amazonia. *Journal of Mammalogy*, 86(5), 982-990.
- Laurance, W. F. (1992). Abundance estimates of small mammals in Australian tropical rainforest: a comparison of four trapping methods. *Wildlife Research*, 19(6), 651-655.
- Layme, V. M. G., Lima, A. P., & Magnusson, W. E. (2004). Effects of fire, food availability and vegetation on the distribution of the rodent *Bolomys lasiurus* in an Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 183-187.
- Liu, W., Wan, X., & Zhong, W. (2007). Population dynamics of the Mongolian gerbils: seasonal patterns and interactions among density, reproduction and climate. *Journal of Arid Environments*, 68(3), 383-397.
- Machado, F. S., Gregorin, R., & Mouallem, P. S. B. (2013). Small mammals in high altitude phytophysionomies in southeastern Brazil: are heterogeneous habitats more diverse?. *Biodiversity and Conservation*, 22(8), 1769-1782.
- Machado, R. B., Aguiar, L. D. S., Castro, A. A. J. F., Nogueira, C. D. C., & Ramos-Neto, M. B. (2008). Caracterização da fauna e flora do Cerrado. *Palestras do XI Simpósio Nacional sobre o Cerrado e II Simpósio Internacional sobre Savanas Tropicais*, 12-17.
- Machado, R. B., Ramos-Neto, M. B., Pereira, P. G. P., Caldas, E. F., Gonçalves, D. A., Santos, N. S., & Steininger, M. (2004). Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. *Conservação Internacional, Brasília*
- Madsen, T., & Shine, R. (1999). Rainfall and rats: Climatically-driven dynamics of a tropical rodent population. *Australian Journal of Ecology*, 24(1), 80-89.
- Mares, M. A., Ernest, K. A., & Gettinger, D. D. (1986). Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 289-300.
- McCleery, R., Monadjem, A., Baiser, B., Fletcher Jr, R., Vickers, K., & Kruger, L. (2018). Animal diversity declines with broad-scale homogenization of canopy cover in African savannas. *Biological Conservation*, 226, 54-62.
- McCravy, K. W., & Rose, R. K. (1992). An analysis of external features as predictors of reproductive status in small mammals. *Journal of Mammalogy*, 73(1), 151-159.
- Meirelles, M. L., & Henriques, R. P. (1992). Produção primária líquida em área queimada e não queimada de campo sujo de cerrado (Planaltina-DF). *Acta Botanica Brasilica*, 6(2), 3-14.
- Melo, A. D., & Durigan, G. (2011). Estação Ecológica de Santa Bárbara: plano de manejo. *Instituto Florestal: São Paulo, Brasil*.
- Mendonça, A. F., Armond, T., Camargo, A. C. L., Camargo, N. F., Ribeiro, J. F., Zangrandi, P. L., & Vieira, E. M. (2015). Effects of an extensive fire on arboreal small mammal populations in a neotropical savanna woodland. *Journal of Mammalogy*, 96(2), 368-379.
- Mendonça, A., Percequillo, A. R., Camargo, N. F., Ribeiro, J. F., Palma, A. R., Oliveira, L. C., & Vieira, E. M. (2018). Cerrado Small Mammals: abundance and distribution of marsupials, lagomorphs, and rodents in a Neotropical savanna. *Ecology*, 99(8), 1900-1900.
- Menezes, T. P., de Castro, M. M., do Vale, J. A., Moura, A. A., Lessa, G., & Machado-Neves, M. (2017). Proteomes and morphological features of *Calomys tener* and *Necomys lasiurus* (Cricetidae, Sigmodontinae) epididymides. *Journal of Mammalogy*, 98(2), 579-590.
- Mistry, J. (1998). Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *Progress in Physical Geography*, 22(4), 425-448.
- Mittermeier, R. A. (1997). *Megadiversity: Earth's biologically wealthiest nations*. Agrupacion Sierra Madre, Mexico City, Mexico.

- Monasmith, T. J., Demarais, S., Root, J. J., & Britton, C. M. (2010). Short-term fire effects on small mammal populations and vegetation of the northern Chihuahuan Desert. *International Journal of Ecology*, 10, 1-9.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Neto, J. A. A. (1991). Composição florística e fitossociologia de fisionomias de vegetação de cerrado sensu lato da Estação Ecológica de Santa Bárbara, município de Águas de Santa Bárbara, estado de São Paulo. *Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil*
- O'Dowd, D. J., & Gill, A. M. (1984). Predator satiation and site alteration following fire: mass reproduction of alpine ash (*Eucalyptus delegatensis*) in southeastern Australia. *Ecology*, 65(4), 1052-1066.
- Owen, R. D. (2013). Ecology of small terrestrial mammals in an isolated cerrado patch, eastern Paraguay: communities, species, and effects of ENSO, precipitation, and fire. *Mastozoología Neotropical*, 20(1), 97-112.
- Pardini, R., de Arruda Bueno, A., Gardner, T. A., Prado, P. I., & Metzger, J. P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS one*, 5(10), e13666.
- Patton, J. L., Pardiñas, U. F., & D'Elia, G. (Eds.). (2015). *Mammals of South America, volume 2: rodents*. University of Chicago Press.
- Pearson, D. E., & Ruggiero, L. F. (2003). Transect versus grid trapping arrangements for sampling small-mammal communities. *Wildlife Society Bulletin*, 454-459.
- Pedó, E., de Freitas, T. R., & Hartz, S. M. (2010). The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 27(4), 533-540.
- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A., Schittini, G. M., & Oliveira, L. C. (2002). Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108(2), 229-237.
- Pivello, V. R. (2011). The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. *Fire Ecology*, 7(1), 24-39.
- Pounds, C. J. (1981). Niche overlap in sympatric populations of stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*M. nivalis*) in North-East Scotland. *Doctoral dissertation. University of Aberdeen, Aberdeen*.
- Proença, C., Oliveira, R. S., & Silva, A. P. (2000). Flores e frutos do cerrado/Flowers and fruits of the cerrado. *Universidade de Brasília, Imprensa Oficial do Estado, São Paulo-SP*.
- Püttker, T., Meyer-Lucht, Y., & Sommer, S. (2006). Movement distances of five rodent and two marsupial species in forest fragments of the coastal Atlantic rainforest, Brazil. *Ecotropica*, 12(2), 131-139.
- QGIS.org (2019). QGIS Geographic Information System. *Open Source Geospatial Foundation Project*. <http://qgis.org>
- Quintela, F., da Rosa, C. A., & Feijo, A. (2020). Updated and annotated checklist of recent mammals from Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 92(2), 1-57
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. URL <http://www.R-project.org/>.
- Radford, I. J., Gibson, L. A., Corey, B., Carnes, K., & Fairman, R. (2015). Influence of fire mosaics, habitat characteristics and cattle disturbance on mammals in fire-prone savanna landscapes of the northern Kimberley. *PLoS One*, 10(6), e0130721.
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do bioma Cerrado. *Cerrado: Ambiente e Flora, Embrapa-EPAC, Planaltina, Distrito Federal, Brasil*

- Rocha, C. R. (2007). Utilização de microhabitat por três espécies de roedores cricetídeos em um cerrado do Brasil central. *Dissertação não Publicada, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Distrito Federal, Brasil*
- Rocha, C. R., Ribeiro, R., & Marinho-Filho, J. (2017). Influence of temporal variation and seasonality on population dynamics of three sympatric rodents. *Mammalian Biology*, 84(1), 20-29.
- Rocha, C. R., Ribeiro, R., Takahashi, F. S., & Marinho-Filho, J. (2011). Microhabitat use by rodent species in a central Brazilian cerrado. *Mammalian Biology*, 76(5), 651-653.
- Rocha, E. C., & Dalponte, J. C. (2006). Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de cerrado em Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore*, 30(4), 669-677.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., & Nykvist, B. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475.
- Rossi, N. F. (2011). *Pequenos mamíferos não-voadores do Planalto Atlântico de São Paulo: identificação, história natural e ameaças*. Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Santana, O. A., Cuniat, G., & Imaña-Encinas, J. (2010). Contribuição da vegetação rasteira na evapotranspiração total em diferentes ecossistemas do bioma cerrado, Distrito Federal. *Ciência Florestal*, 20(2), 269-281.
- Setzer, J. (1966). Atlas climatológico do estado de São Paulo. *Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Paraguai. São Paulo, CESP*.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(3), 379-423.
- Sikes, R. S., & Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. (2016). 2016 Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy*, 97(3), 663-688.
- Silva, I. A., & Batalha, M. A. (2010). Phylogenetic structure of Brazilian savannas under different fire regimes. *Journal of Vegetation Science*, 21(6), 1003-1013.
- Silva, N. A. P. D., Frizzas, M. R., & Oliveira, C. M. D. (2011). Seasonality in insect abundance in the "Cerrado" of Goiás State, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 55(1), 79-87.
- Simon, N. P. P., Stratton, C. B., Forbes, G. J., & Schwab, F. E. (2002). Similarity of small mammal abundance in post-fire and clearcut forests. *Forest Ecology and Management*, 165(1-3), 163-172.
- Sitters, H., Di Stefano, J., Christie, F. J., Sunnucks, P., & York, A. (2015). Bird diversity increases after patchy prescribed fire: implications from a before–after control–impact study. *International Journal of Wildland Fire*, 24(5), 690-701.
- Sponchiado, J., Melo, G. L., & Cáceres, N. C. (2012). Habitat selection by small mammals in Brazilian Pampas biome. *Journal of Natural History*, 46(21-22), 1321-1335.
- Stallings, J. R. (1989). Small mammal inventories in an eastern Brazilian park. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences*, 34(4), 123-200.
- Steele, B. B., Bayn Jr, R. L., & Grant, C. V. (1984). Environmental monitoring using populations of birds and small mammals: analyses of sampling effort. *Biological Conservation*, 30(2), 157-172.
- Strassburg, B. B., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., ... & Soares-Filho, B. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1(4), 1-3.
- Talamoni, S. A., Couto, D., Cordeiro, D. A., & Diniz, F. M. (2008). Diet of some species of Neotropical small mammals. *Mammalian Biology*, 73(5), 337-341.
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., & Hughes, L. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145-148.

- Umetsu, F., & Pardini, R. (2007). Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22(4), 517-530.
- Valone, T. J., & Brown, J. H. (1995). Effects of competition, colonization, and extinction on rodent species diversity. *Science*, 267(5199), 880-883.
- Vamstad, M. S., & Rotenberry, J. T. (2010). Effects of fire on vegetation and small mammal communities in a Mojave Desert Joshua tree woodland. *Journal of Arid Environments*, 74(10), 1309-1318.
- Vieira, E. M. (1994). Efeito do fogo em comunidades de pequenos mamíferos de cerrado do Brasil Central. *Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, São Paulo, Brasil*
- Vieira, E. M. (1999). Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *Journal of Zoology*, 249(1), 75-81.
- Vieira, E. M., & Baumgarten, L. C. (1995). Daily activity patterns of small mammals in a cerrado area from central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 255-262.
- Vieira, E. M., & Briani, D. C. (2013). Short-term effects of fire on small rodents in the Brazilian Cerrado and their relation with feeding habits. *International Journal of Wildland Fire*, 22(8), 1063-1071.
- Vieira, E. M., & Marinho-Filho, J. (1998). Pre-and post-fire habitat utilization by rodents of Cerrado from central Brazil. *Biotropica*, 30(3), 491-496.
- Vieira, E. M., Baumgarten, L. C., Paise, G., & Becker, R. G. (2010). Seasonal patterns and influence of temperature on the daily activity of the diurnal neotropical rodent *Necomys lasiurus*. *Canadian Journal of Zoology*, 88(3), 259-265.
- Vieira, E. M., Iob, G., Briani, D. C., & Palma, A. R. T. (2005). Microhabitat selection and daily movements of two rodents (*Necomys lasiurus* and *Oryzomys scotti*) in Brazilian Cerrado, as revealed by a spool-and-line device. *Mammalian Biology*, 70(6), 359-365.
- Vieira, M. V. (2003). Seasonal niche dynamics in coexisting rodents of the Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38(1), 7-15.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.
- Voss, R. S., & Jansa, S. A. (2009). Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, an extant radiation of New World metatherian mammals. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 2009(322), 1-177.
- Vynne, C., Keim, J. L., Machado, R. B., Marinho-Filho, J., Silveira, L., Groom, M. J., & Wasser, S. K. (2011). Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *Plos one*, 6(12), e28939.
- Wang, J., Rich, P. M., Price, K. P., & Kettle, W. D. (2004). Relations between NDVI and tree productivity in the central Great Plains. *International Journal of Remote Sensing*, 25(16), 3127-3138.
- Weksler, M., Lemos, E. M., D'Andrea, P. S., & Bonvicino, C. R. (2017). The taxonomic status of *Oligoryzomys mottogrossae* (Allen 1916) (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae), reservoir of Anajatuba Hantavirus. *American Museum Novitates*, 2017(3880), 1-32.
- Woodman, N., Timm, R. M., Slade, N. A., & Doonan, T. J. (1996). Comparison of traps and baits for censusing small mammals in Neotropical lowlands. *Journal of Mammalogy*, 77(1), 274-281.
- Zar, J. H. (2010). Biostatistical analysis Pearson Prentice-Hall. *Upper Saddle River, NJ*.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. (<http://www.highstat.com/>). Vol. Springer-Verlag, New York

ANEXOS

Anexo 1 – Lista de espécies de mamíferos não-volantes registados na Estação Ecológica de Santa Bárbara

Anexo 2 – Variação do número de capturas de cada espécie, bem como dos valores de riqueza específica e diversidade, nas diferentes fisionomias

Anexo 3 – Número de capturas e eficiência da armadilhagem

Anexo 4 – Estimativas dos melhores modelos calculados, produzidos para cada hipótese, de cada espécie

Anexo 5 – Variação mensal das variáveis climáticas

Anexo 1

Lista de espécies de mamíferos não-volantes registados na
Estação Ecológica de Santa Bárbara

Tabela 1 – Lista das espécies de pequenos mamíferos da Estação Ecologia de Santa Bárbara (EEcSB), com o respetivo habitat e estatuto de ameaça, modificado de Melo & Durigan (2011) (CA: Campo Antrópico, CU: Campo Húmido, CC: Campo Cerrado, CT: Cerrado Típico, CD: Cerrado Denso, CE: Cerradão, FS: Floresta Estacional Semidecídua, MC: Mata Ciliar, FP: Floresta Paludícola). Para os géneros onde não foi possível determinar a espécie, no entanto, foi possível diferenciar de outras espécies, foram identificados como *sp.* [1-3].

Ordem/Família/Espécie	Habitat									Estatuto
	CA	CU	CC	CT	CD	CE	FS	MC	FP	
DIDELPHIMORPHIA										
Família DIDELPHIDAE										
Didelphis albiventris (Lund, 1840)									X	LC
Cryptonanus sp.1				X						-
Cryptonanus sp.2						X				-
Gracilinanus microtarsus (Wagner, 1842)								X		LC
Gracilinanus sp.1			X	X						-
Gracilinanus sp.2			X	X						-
Gracilinanus sp.3			X							-
Lutreolina crassicaudata (Desmarest, 1804)		X								LC
Monodelphis kunsii (Pine, 1975)						X				LC
RODENTIA										
FAMÍLIA MURIDAE										
Akodon sp.1			X	X						-
Calomys tener (Winge, 1837)		X	X	X						LC
Necomys lasiurus (Lund, 1841)			X	X		X		X		LC
Oligoryzomys fornesi (Masset, 1973)		X		X						LC
Oligoryzomys nigripes (Olfers, 1818)		X	X			X	X			LC
Oligoryzomys sp.1 b			X							-
Cerradomys scotti (Langguth & Bovincino, 2002)			X	X						VU
Oxymycterus delator (Thomas, 1903)		X								LC
FAMÍLIA ECHIMUYIDAE										
Clyomys laticeps (Thomas, 1841)			X	X						LC
FAMÍLIA CAVIIDAE										
Cavia aperea (Erxleben, 1777)		X								LC

Tabela 3 - Lista das espécies de mamíferos de porte médio e grande da Estação Ecologia de Santa Bárbara (EEcSB), com o respetivo nome-comum, habitat e estatuto de ameaça, modificado de Melo & Durigan (2011) (CC: Campo Cerrado; CU: Campo Húmido; CE: Cerradão; CD: Cerrado Denso; CT: Cerrado Típico; ECO: Ecótono; FE: Floresta Estacional; MC: Mata Ciliar; REG: Regeneração; PA: Pasto; PI: *Pinus*; VU: Vulnerável; EN: Em perigo; CR: Criticamente em perigo; DD: dados insuficientes; END: Endemismo). Para os géneros onde não foi possível determinar a espécie, no entanto, foi possível diferenciar de outras espécies, foram identificados como *sp.* [1].

Família/Espécie	Nome Comum	Habitat											Estatuto / Endemismo
		CC	CU	CE	CD	CT	ECO	FE	MC	REG	PA	PI	
MYRMECOPHAGIDAE													
Myrmecophaga tridactyla (Linnaeus, 1758)	tamanduá-bandeira		X		X							X	VU/END
Tamandua tetradactyla (Linnaeus, 1758)	tamanduá-mirim		X	X									LC
DASYPODIDAE													
Cabassous unicinctus (Linnaeus, 1758)	tatu-de-rabo-mole	X				X							END
Dasypus septemcinctus (Linnaeus, 1758)	tatuí	X											LC
Dasypus novemcinctus (Linnaeus, 1758)	tatu-galinha			X		X				X		X	LC
Euphractus sexcinctus (Linnaeus, 1758)	tatu-peba				X								LC
CANIDAE													
Chrysocyon brachyurus (Illiger, 1815)	lobo-guará	X	X	X	X							X	VU/END
Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766)	cachorro-do-mato			X	X	X							LC
Canis familiaris (Linnaeus, 1758)	cachorro-doméstico					X		X					-
PROCYONIDAE													
Nasua nasua (Linnaeus, 1766)	quati			X			X	X					LC
Procyon cancrivorus (G. Cuvier, 1798)	mão-pelada									X			LC
MUSTELIDAE													
Eira barbara (Linnaeus, 1758)	irara			X			X	X				X	LC
Lontra longicaudis (Olfers, 1818)	lontra									X			NT
CERVIDAE													
Mazama gouazoubira (G. Fischer, 1814)	veado-catingueiro			X		X				X		X	LC
Ozotoceros bezoarticus (Linnaeus, 1758)	veado campeiro	X		X	X	X							CR/END
FELIDAE													
Leopardus pardalis (Cuvier, 1820)	jaguaritica			X									VU
Leopardus spp.								X					-
Puma yagouaroundi (Lacépède, 1809)	jaguarondi												LC
Puma concolor (Nelson & Goldman 1929)	onça-parda		X	X	X	X							VU

Tabela 2 (Continuação) - Lista das espécies de mamíferos de porte médio e grande da Estação Ecologia de Santa Bárbara (EEcSB), com o respetivo nome-comum, habitat e estatuto de ameaça, modificado de Melo & Durigan (2011) (CC: Campo Cerrado; CU: Campo Húmido; CE: Cerradão; CD: Cerrado Denso; CT: Cerrado Típico; ECO: Ecótono; FE: Floresta Estacional; MC: Mata Ciliar; REG: Regeneração; PA: Pasto; PI: *Pinus*; VU: Vulnerável; EN: Em perigo; CR: Criticamente em perigo; DD: dados insuficientes; END: Endemismo). Para os géneros onde não foi possível determinar a espécie, no entanto, foi possível diferenciar de outras espécies, foram identificados como *sp.* [1].

Família/Espécie	Nome Comum	Habitat										Estatuto / Endemismo	
		CC	CU	CE	CD	CT	ECO	FE	MC	REG	PA		PI
ERETHIZONTIDAE													
Sphiggurus villosus (F. Cuvier, 1823)	ouriço-cacheiro			X									LC
SCIURIDAE													
Sciurus aestuans (Linnaeus, 1766)	serelepe						X	X					LC
HYDROCHAERIDAE													
Hydrochoerus hydrochaeris (Linnaeus, 1766)	capivara								X				LC
AGOUTIDAE													
Cuniculus paca (Linnaeus, 1766)	paca		X										LC
DASYPROCTIDAE													
Dasyprocta azarae (Lichenstein, 1823)	cutia			X					X	X			DD
LEPORIDAE													
Lepus europaeus (Pallas, 1778)	lebre-européia				X						X	X	LC
Oryctolagus cuniculus (Linnaeus, 1758)	coelho-doméstico											X	EN
Sylvilagus brasiliensis (Linnaeus, 1758)	tapeti										X		EN
EQUIDAE													
Equus caballus (Linnaeus, 1758)	cavalo		X			X					X		-
BOVIDAE													
Bos taurus (Linnaeus, 1758)	boi		X			X					X		-
TAYASSUIDAE													
Pecari tajacu (Link, 1795)	cateto			X	X	X							LC

Anexo 2

Variação do número de capturas de cada espécie, bem como dos valores de riqueza específica e diversidade, nas diferentes fisionomias

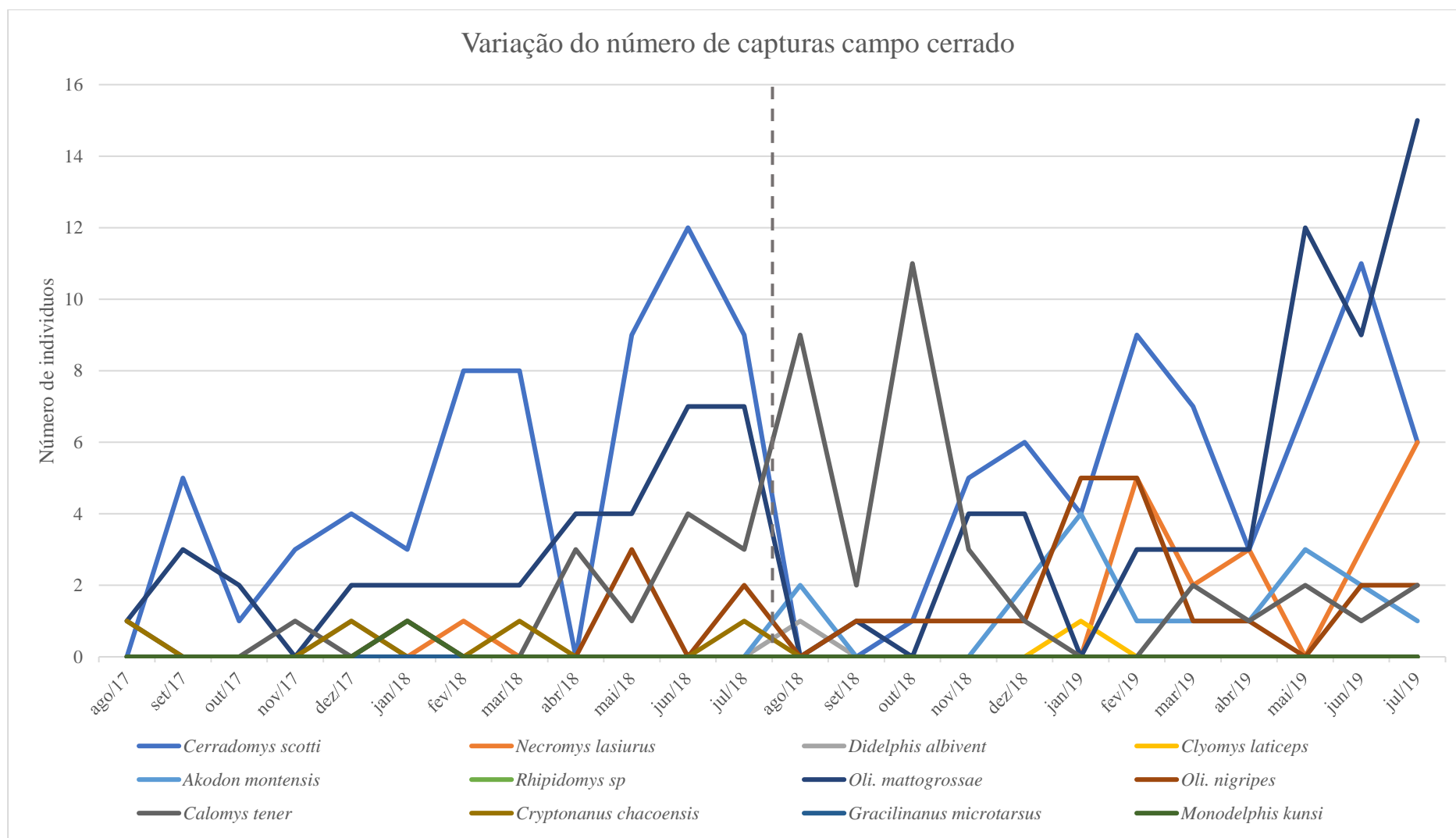


Figura 1 – Variação do número de capturas de cada espécie, ao longo dos dois anos de recolha, antes e depois da implementação do fogo, em campo cerrado (tracejado – implementação do fogo no final de julho de 2018)

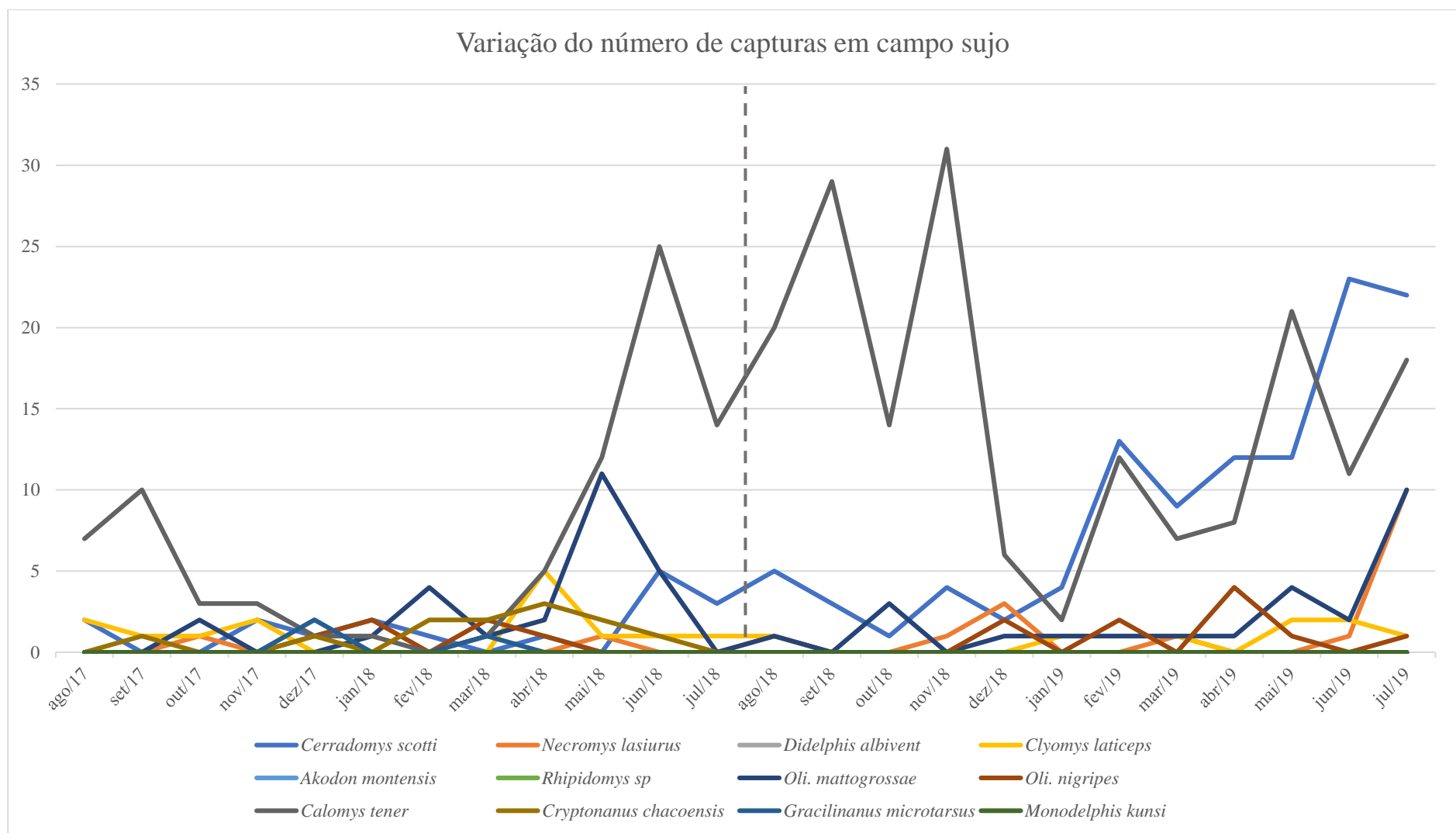


Figura 2 - Variação do número de capturas de cada espécie, ao longos dos dois anos de recolha, antes e depois da implementação do fogo, em campo sujo (tracejado – implementação do fogo no final de julho de 2018)

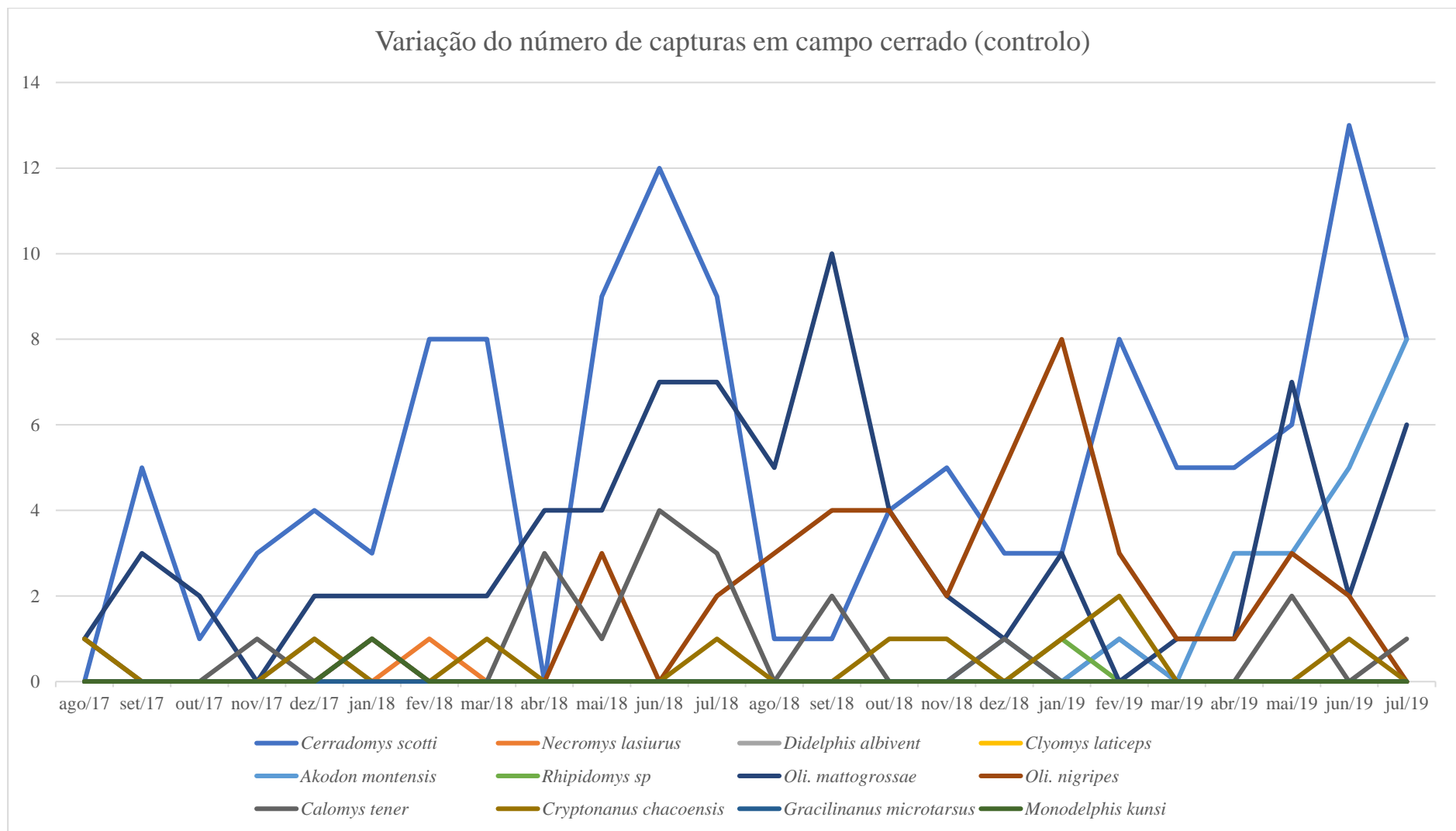


Figura 1 - Variação do número de capturas de cada espécie, ao longos dos dois anos de recolha, sem qualquer perturbação ao longo das duas fases de amostragem, em campo cerrado controlo

Tabela 1 - Valores médios mensais de riqueza específica e diversidade (índice de Shannon-Wiener) durante a época de amostragem antes da implementação do fogo, para as diferentes fisionomias

MÉTRICA	MÊS	LOCAL DE AMOSTRAGEM				
		CCc1	CCc2	CS1	CS2	CS3
RIQUEZA ESPECÍFICA	Agosto	1	2	2	2	2
	Setembro	2	2	2	2	1
	Outubro	1	1	2	2	1
	Novembro	1	1	1	3	0
	Dezembro	2	3	0	2	3
	Janeiro	2	4	1	4	1
	Fevereiro	3	2	2	2	1
	Março	2	3	3	1	2
	Abril	1	2	3	3	4
	Maio	2	4	3	3	3
	Junho	2	3	3	4	2
	Julho	4	5	1	2	3
DIVERSIDADE	Agosto	0	0,693	0,637	0,562	0,693
	Setembro	0,639	0,693	0,693	0,410	0
	Outubro	0	0	0,693	0,563	0
	Novembro	0	0	0	1,016	0
	Dezembro	0,693	0,882	0	0,634	1,099
	Janeiro	0,693	1,249	0	1,386	0
	Fevereiro	0,816	0,572	0,693	0,637	0
	Março	0,569	0,821	1,040	0	0,693
	Abril	0	0,674	0,877	1,055	1,242
	Maio	0,686	1,223	0,956	1,036	0,849
	Junho	0,569	1,066	0,960	1,118	0,305
	Julho	1,254	1,472	0	0,563	0,956

Tabela 2 - Valores médios mensais de riqueza específica e diversidade (índice de Shannon-Wiener) durante a época de amostragem após a implementação do fogo, para as diferentes fisionomias

MÉTRICA	MÊS	LOCAL DE AMOSTRAGEM						
		CCc1	CCc2	CCQ1	CCQ2	CS1	CS2	CS3
RIQUEZA ESPECÍFICA (S)	Agosto	2	2	2	2	4	3	1
	Setembro	3	4	1	3	2	2	1
	Outubro	3	3	2	2	2	1	2
	Novembro	3	3	1	4	1	3	2
	Dezembro	4	1	2	4	3	3	3
	Janeiro	3	3	1	3	1	3	3
	Fevereiro	3	4	3	5	2	5	3
	Março	2	2	3	6	2	4	2
	Abril	3	2	3	5	2	3	4
	Maio	4	4	1	4	4	4	2
	Junho	4	4	3	5	4	3	5
	Julho	3	3	4	4	3	5	4
DIVERSIDADE (D)	Agosto	0,500	0,572	0,501	0,598	1,104	0,740	0
	Setembro	0,681	1,258	0	1,099	0,638	0,311	0
	Outubro	0,968	1,011	0,422	0,456	0,637	0	0,541
	Novembro	0,886	1,011	0	1,285	0	0,600	0,180
	Dezembro	1,251	0	0,693	1,238	1,099	1,013	0,948
	Janeiro	1,099	0,863	0	1,092	0	1,099	1,099
	Fevereiro	0,639	1,333	0,871	1,482	0,693	1,254	0,935
	Março	0,572	0,639	0,960	1,646	0,637	1,050	0,500
	Abril	1,045	0,693	1,040	1,496	0,673	1,012	1,198
	Maio	1,196	1,215	0	1,252	1,119	1,172	0,635
	Junho	1,102	1,092	1,045	1,372	1,217	0,863	1,144
	Julho	0,971	0,975	1,309	1,144	0,802	1,475	1,198

Anexo 3

Número de capturas e eficiência da armadilhagem

Tabela 1 – Número de capturas mensais efetuadas em campo cerrado controlo, sem qualquer perturbação ao longo das duas fases de amostragem, e a respetiva eficiência da armadilhagem (S: armadilhas Sherman; T: armadilhas Tomahawk; P: armadilhas Pittfall)

	Pré							Pós						
	Capturas			Eficiência				Capturas			Eficiência			
	S	T	P	S	T	P	TOTAL	S	T	P	S	T	P	TOTAL
Agosto	2	1	2	0,063	0,031	0,031	0,039	5	1	3	0,156	0,031	0,047	0,070
Setembro	3	1	0	0,094	0,031	0,000	0,031	4	0	12	0,125	0,000	0,188	0,125
Outubro	0	2	1	0,000	0,063	0,016	0,023	5	1	6	0,156	0,031	0,094	0,094
Novembro	2	2	0	0,063	0,063	0,000	0,031	3	1	3	0,094	0,031	0,047	0,055
Dezembro	4	2	1	0,125	0,063	0,016	0,055	2	2	7	0,063	0,063	0,109	0,086
Janeiro	2	1	4	0,063	0,031	0,063	0,055	4	1	10	0,125	0,031	0,156	0,117
Fevereiro	3	1	2	0,094	0,031	0,031	0,047	4	2	8	0,125	0,063	0,125	0,109
Março	5	0	6	0,156	0,000	0,094	0,086	3	2	1	0,094	0,063	0,016	0,047
Abril	1	5	5	0,031	0,156	0,078	0,086	4	1	3	0,125	0,031	0,047	0,063
Maio	2	5	9	0,063	0,156	0,141	0,125	3	2	12	0,094	0,063	0,188	0,133
Junho	6	3	7	0,188	0,094	0,109	0,125	11	1	5	0,344	0,031	0,078	0,133
Julho	11	4	2	0,344	0,125	0,031	0,133	10	2	4	0,313	0,063	0,063	0,125
TOTAL	41	27	39	0,107	0,070	0,051	0,070	58	16	74	0,151	0,042	0,096	0,096

Tabela 2 – Número de capturas mensais efetuadas em campo sujo, antes e após a implementação do fogo, e a respetiva eficiência da armadilhagem (S: armadilhas Sherman; T: armadilhas Tomahawk; P: armadilhas Pittfall)

	Pré							Pós						
	Capturas			Eficiência				Capturas			Eficiência			
	S	T	P	S	T	P	TOTAL	S	T	P	S	T	P	TOTAL
Agosto	3	2	6	0,063	0,042	0,063	0,057	20	1	7	0,417	0,021	0,073	0,146
Setembro	3	1	8	0,063	0,021	0,083	0,063	13	7	12	0,271	0,146	0,125	0,167
Outubro	1	2	4	0,021	0,042	0,042	0,036	3	0	15	0,063	0,000	0,156	0,094
Novembro	4	2	1	0,083	0,042	0,010	0,036	7	1	28	0,146	0,021	0,292	0,188
Dezembro	1	0	6	0,021	0,000	0,063	0,036	3	2	9	0,063	0,042	0,094	0,073
Janeiro	0	0	6	0,000	0,000	0,063	0,031	3	2	3	0,063	0,042	0,031	0,042
Fevereiro	0	1	6	0,000	0,021	0,063	0,036	6	3	20	0,125	0,063	0,208	0,151
Março	0	0	7	0,000	0,000	0,073	0,036	6	2	11	0,125	0,042	0,115	0,099
Abril	0	5	12	0,000	0,104	0,125	0,089	4	4	17	0,083	0,083	0,177	0,130
Maió	3	2	22	0,063	0,042	0,229	0,141	7	3	30	0,146	0,063	0,313	0,208
Junho	12	4	21	0,250	0,083	0,219	0,193	13	5	21	0,271	0,104	0,219	0,203
Julho	10	1	7	0,208	0,021	0,073	0,094	21	6	35	0,438	0,125	0,365	0,323
TOTAL	37	20	106	0,064	0,035	0,092	0,071	106	36	208	0,184	0,063	0,181	0,152

Tabela 3 – Número de capturas mensais efetuadas em campo cerrado queimado, após a implementação do fogo, e a respetiva eficiência da armadilhagem (S: armadilhas Sherman; T: armadilhas Tomahawk; P: armadilhas Pittfall)

	Pós						
	Capturas			Eficiência			
	S	T	P	S	T	P	TOTAL
Agosto	1	1	10	0,031	0,031	0,156	0,094
Setembro	1	0	2	0,031	0,000	0,031	0,023
Outubro	8	2	2	0,250	0,063	0,031	0,094
Novembro	6	1	5	0,188	0,031	0,078	0,094
Dezembro	4	0	8	0,125	0,000	0,125	0,094
Janeiro	3	1	10	0,094	0,031	0,156	0,109
Fevereiro	6	2	11	0,188	0,063	0,172	0,148
Março	9	0	6	0,281	0,000	0,094	0,117
Abril	0	1	8	0,000	0,031	0,125	0,070
Maió	8	0	15	0,250	0,000	0,234	0,180
Junho	12	0	12	0,375	0,000	0,188	0,188
Julho	9	1	18	0,281	0,031	0,281	0,219
TOTAL	67	9	107	0,174	0,023	0,139	0,119

Anexo 4

Estimativas dos melhores modelos calculados, produzidos
para cada hipótese, de cada espécie

Tabela 1 – Composição dos melhores modelos produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação de abundância relativa de cada espécie, riqueza específica e diversidade, estimadas para cada linha de amostragem (SE: erro padrão; AdSE: SE ajustado; ICI: Intervalo de confiança inferior de 2,5%; ICS: Intervalo de Confiança superior de 97,5%)

Espécie	Hipótese	Variáveis	Estimativa	SE	AdSE	z-value	Pr (> z)	ICI	ICS
<i>O. mattogrossae</i>	H3 - Clima	(Intercept)	5,420	1,409	1,412	3,837	0,000	2,652	8,188
		Precipitação	-0,868	1,030	1,031	0,842	0,400	-2,889	1,153
		RH	0,612	0,818	0,819	0,746	0,455	-0,994	2,217
		Temperatura_Ar	-1,964	0,771	0,773	2,542	0,011	-3,477	-0,449
		Vento	-0,621	0,704	0,705	0,881	0,378	-2,004	0,761
		Evapotranspiração	-0,120	0,517	0,518	0,232	0,817	-1,136	0,896
<i>O. nigripes</i>	H7 - Misto	(Intercept)	-0,096	0,675	0,677	0,142	0,887	-1,423	1,230
		Área_Aberta	0,220	0,072	0,072	3,057	0,002	0,079	0,361
		Cerradão	-4,300	1,378	1,381	3,114	0,002	-7,007	-1,593
		CSQ	-2,638	1,055	1,057	2,495	0,013	-4,710	-0,566
		Época	3,326	0,854	0,856	3,887	0,000	1,649	5,003
		Evapotranspiração	0,353	0,365	0,365	0,966	0,334	-0,363	1,068
<i>C. tener</i>	H7 - Misto	NDVI_MAX	-0,121	0,533	0,534	0,226	0,822	-1,167	0,926
		(Intercept)	3,069	1,827	96,143	1,680	0,096	-0,473	6,611
		CSQ	10,324	1,736	570,959	5,947	0,000	6,922	13,710
		Dist_Água	3,909	1,378	30,217	2,836	0,008	1,212	6,591
		Mês	0,473	0,184	546,949	2,576	0,010	0,114	0,833
		Temperatura_Ar	-3,121	0,635	546,995	-4,918	0,000	-4,364	-1,879
<i>C. scotti</i>	H7 - Misto	(Intercept)	4,979	2,227	2,230	2,232	0,026	0,607	9,351
		Cerrado	0,442	0,150	0,150	2,947	0,003	0,148	0,736
		CSQ	8,499	1,789	1,793	4,741	0,000	4,986	12,012
		RH	2,377	0,763	0,764	3,112	0,002	0,880	3,875
		Temperatura_Ar	-3,037	0,672	0,673	4,512	0,000	-4,356	-1,718
		Mês	-0,129	0,210	0,211	0,613	0,540	-0,542	0,284

Tabela 1 (continuação) – Composição dos melhores modelos produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação de abundância relativa de cada espécie, riqueza específica e diversidade, estimadas para cada linha de amostragem (SE: erro padrão; AdSE: SE ajustado; ICI: Intervalo de confiança inferior de 2,5%; ICS: Intervalo de Confiança superior de 97,5%)

Espécie	Hipótese	Variáveis	Estimativa	SD	SE	z-value	Pr (> z)	ICI	ICS
<i>N. lasiurus</i>	H7 - Misto	(Intercept)	0,156	0,374	24,003	0,417	0,681	-0,571	0,885
		CSQ	1,682	0,596	296,507	2,824	0,005	0,528	2,844
		CCQ	2,940	0,759	35,973	3,873	0,000	1,468	4,410
		Temperatura_Ar	-0,579	0,235	538,679	-2,460	0,014	-1,040	-0,118
<i>C. laticeps</i>	H1 - Tipo de Vegetação	(Intercept)	0,445	0,247	0,247	1,798	0,072	-0,040	0,929
		Campo_Arenoso	0,069	0,079	0,079	0,872	0,383	-0,086	0,223
		Invasoras	2,970	2,020	2,023	1,468	0,142	-0,996	6,936
		Cerradão	-0,075	0,376	0,377	0,199	0,843	-0,814	0,664
	H4 - Fogo	(Intercept)	1,392	0,359	0,360	3,867	0,000	0,687	2,098
		CC	-1,366	0,521	0,522	2,616	0,009	-2,389	-0,342
		CCQ	-1,176	0,624	0,625	1,881	0,060	-2,401	0,049
		CSQ	-0,224	0,436	0,437	0,513	0,608	-1,080	0,632
		Época	-0,054	0,275	0,275	0,195	0,845	-0,593	0,486
		(Intercept)	-0,418	0,638	0,639	0,655	0,513	-1,671	0,834
<i>A. montensis</i>	H7 - Misto	Área_Aberta	0,107	0,083	0,084	1,276	0,202	-0,057	0,270
		CSQ	-2,276	0,874	0,876	2,597	0,009	-3,993	-0,558
		Época	2,480	0,698	0,699	3,548	0,000	1,110	3,850
		Evapotranspiração	-0,594	0,234	0,235	2,530	0,011	-1,053	-0,134
		Temperatura_Ar	0,158	0,243	0,243	0,651	0,515	-0,318	0,635
		NDVI_MAX	0,220	0,646	0,647	0,340	0,734	-1,048	1,488

Tabela 1 (continuação) – Composição dos melhores modelos produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação de abundância relativa de cada espécie, riqueza específica e diversidade, estimadas para cada linha de amostragem (SE: erro padrão; AdSE: SE ajustado; ICI: Intervalo de confiança inferior de 2,5%; ICS: Intervalo de Confiança superior de 97,5%)

Espécie	Hipotese	Variáveis	Estimativa	SD	SE	z-value	Pr (> z)	ICI	ICS
<i>C. chacoensis</i>	H4 - Fogo	(Intercept)	1,165	0,295	0,295	3,949	0,000	0,587	1,743
		CCQ	-1,165	0,492	0,493	2,366	0,018	-2,131	-0,200
		CSQ	-1,217	0,350	0,351	3,467	0,001	-1,904	-0,529
		CC	-0,197	0,376	0,377	0,523	0,601	-0,935	0,542
	H7 - Misto	(Intercept)	1,068	0,229	35,238	4,664	0,000	0,623	1,518
		CCQ	-1,068	0,456	46,991	-2,345	0,023	-1,957	-0,183
		CSQ	-1,156	0,331	440,269	-3,497	0,001	-1,798	-0,501
<i>G. microtarsus</i>	H1 - Tipo de Vegetação	(Intercept)	0,051	0,058	0,058	0,880	0,379	-0,063	0,166
		Campo_Arenoso	0,018	0,020	0,020	0,899	0,369	-0,021	0,058
		Invasoras	-0,140	0,331	0,331	0,423	0,672	-0,790	0,509
	H4 - Fogo	(Intercept)	0,129	0,081	0,082	1,581	0,114	-0,031	0,289
		Época	-0,081	0,114	0,114	0,713	0,476	-0,305	0,142
	H3 - Clima	(Intercept)	0,129	0,081	0,082	1,581	0,114	-0,031	0,289
	H2 - Recursos	(Intercept)	0,129	0,081	0,082	1,581	0,114	-0,031	0,289
	H7 - Misto	(Intercept)	0,095	0,090	0,090	1,062	0,288	-0,031	0,289
<i>M. kunsii</i>	H1 - Tipo de Vegetação	(Intercept)	0,027	0,027	574,989	1,000	0,318	-0,026	0,080
	H4 - Fogo	(Intercept)	0,027	0,027	574,989	1,000	0,318	-0,026	0,080
	H3 - Clima	(Intercept)	0,027	0,027	574,989	1,000	0,318	-0,026	0,080
	H2 - Recursos	(Intercept)	0,027	0,027	574,989	1,000	0,318	-0,026	0,080
	H7 - Misto	(Intercept)	0,027	0,027	574,989	1,000	0,318	-0,026	0,080

Tabela 1 (continuação) – Composição dos melhores modelos produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação de abundância relativa de cada espécie, riqueza específica e diversidade, estimadas para cada linha de amostragem (SE: erro padrão; AdSE: SE ajustado; ICI: Intervalo de confiança inferior de 2,5%; ICS: Intervalo de Confiança superior de 97,5%)

Espécie	Hipótese	Variáveis	Estimativa	SD	SE	z-value	Pr (> z)	ICI	ICS
<i>D. albiventris</i>	H1 - Tipo de Vegetação	(Intercept)	0,084	0,048	0,048	1,740	0,082	-0,011	0,178
		Invasoras	-0,042	0,230	0,230	0,184	0,854	-0,494	0,409
	H4 - Fogo	(Intercept)	0,083	0,048	575,000	1,735	0,083	-0,011	0,177
	H3 - Clima	(Intercept)	0,083	0,048	575,000	1,735	0,083	-0,011	0,177
	H2 - Recursos	(Intercept)	0,083	0,048	575,000	1,735	0,083	-0,011	0,177
	H7 - Misto	(Intercept)	0,083	0,048	575,000	1,735	0,083	-0,011	0,177
<i>Rhipidomys sp.</i>	H1 - Tipo de Vegetação	(Intercept)	0,027	0,027	575,000	1,000	0,318	-0,027	0,081
	H4 - Fogo	(Intercept)	0,027	0,027	575,000	1,000	0,318	-0,027	0,081
	H3 - Clima	(Intercept)	0,027	0,027	575,000	1,000	0,318	-0,027	0,081
	H2 - Recursos	(Intercept)	0,027	0,027	575,000	1,000	0,318	-0,027	0,081
	H7 - Misto	(Intercept)	0,027	0,027	575,000	1,000	0,318	-0,027	0,081
Riqueza Específica	H7 - Misto	(Intercept)	0,786	0,081	49,302	9,680	0,000	0,626	0,945
		Época	0,297	0,075	571,990	3,986	0,000	0,151	0,443
		Evapotranspiração	0,124	0,035	543,321	3,518	0,000	0,055	0,193
		Temperatura_Ar	-0,176	0,034	543,321	-5,173	0,000	-0,243	-0,110
Diversidade	H4 - Fogo	(Intercept)	0,119	0,028	54,063	4,268	0,000	0,064	0,173
		Época	0,102	0,028	571,319	3,711	0,000	0,048	0,156
	H3 - Clima	(Intercept)	0,182	0,022	0,022	8,097	0,000	0,138	0,226
		Vento	-0,028	0,028	0,028	1,008	0,313	-0,084	0,027
		Evapotranspiração	0,025	0,028	0,028	0,884	0,377	-0,030	0,079
		Temperatura_Ar	-0,020	0,023	0,023	0,862	0,389	-0,065	0,025
	H7 - Misto	(Intercept)	0,119	0,028	54,063	4,268	0,000	0,064	0,173
		Época	0,102	0,028	571,319	3,711	0,000	0,048	0,156

Tabela 2 – Composição dos melhores modelos produzidos para cada hipótese formulada para explicar a variação da presença de cada espécie estimadas para cada armadilha (SE: erro padrão; AdSE: SE ajustado; ICI: Intervalo de confiança inferior de 2,5%; ICS: Intervalo de Confiança superior de 97,5%)

Espécie	Hipotese	Variáveis	Estimativa	SD	SE	z-value	Pr (> z)	ICI	ICS
<i>O. nigripes</i>	H3 - Clima	(Intercept)	0,010	0,002	0,002	3,851	0,000	0,005	0,014
		Precipitação	0,002	0,002	0,002	0,863	0,388	-0,002	0,005
<i>C. tener</i>	H2 - Recursos	(Intercept)	0,011	0,006	23,550	1,706	0,101	-0,002	0,023
		Campo_Sujo	0,001	0,000	28,340	5,400	0,000	0,000	0,001

Anexo 5

Variação mensal das variáveis climáticas

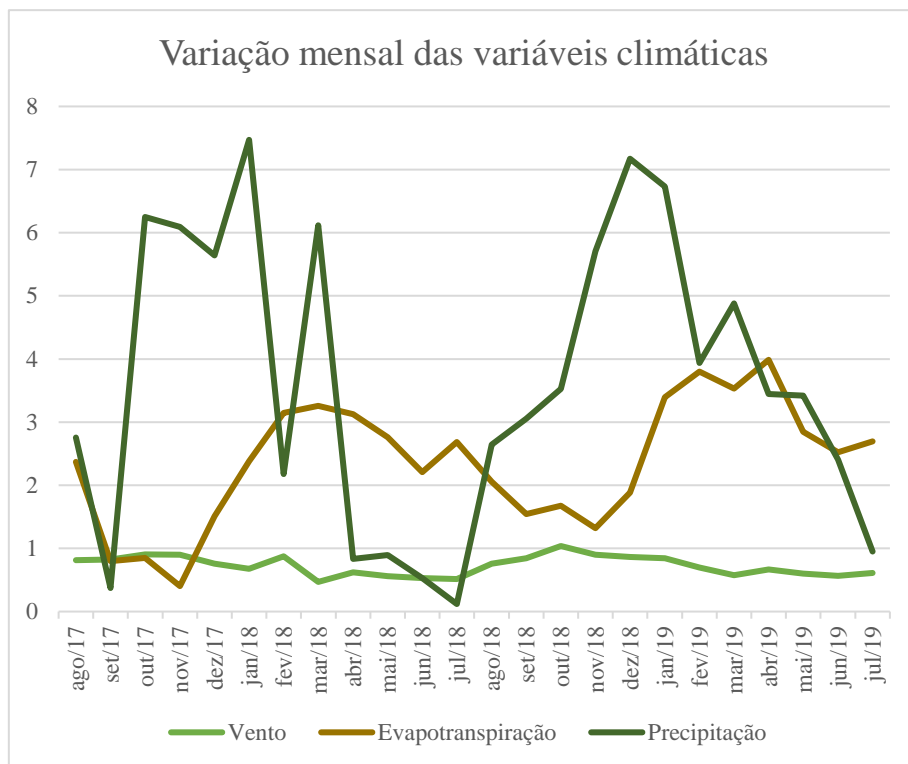


Figura 2 – Variação das variáveis climáticas durante o período do estudo: velocidade do vento (m/s), evapotranspiração e precipitação (mm)

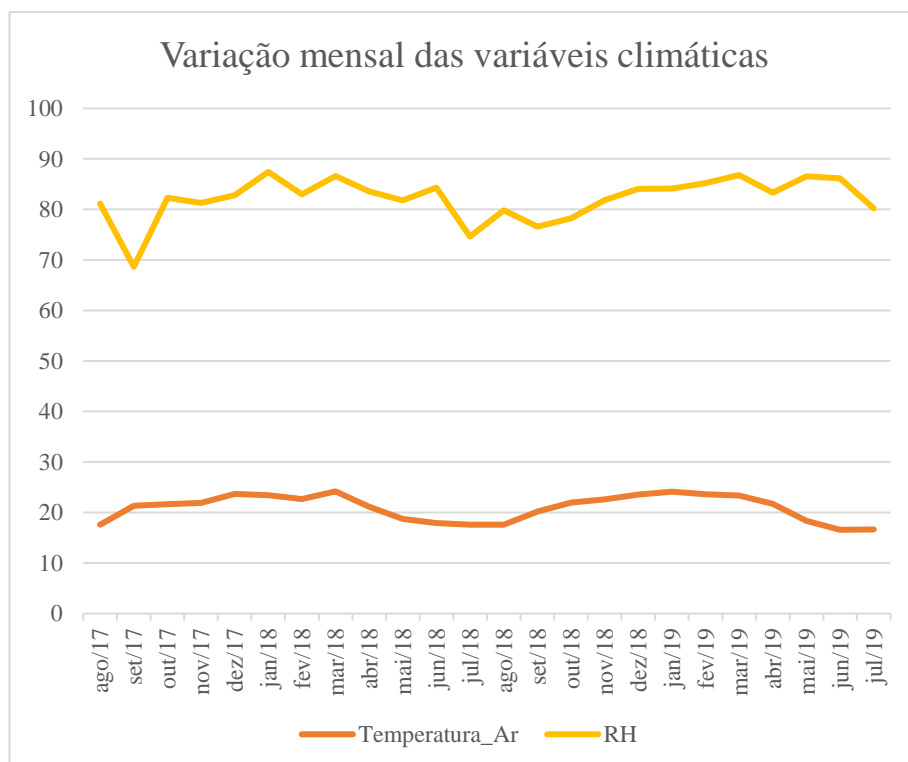


Figura 3 - Variação das variáveis climáticas durante o período do estudo: temperatura média mensal do ar (°C) e humidade relativa (%)